

# **Einbezug der Sterblichkeit von Rückwürfen in der Freizeitfischerei in das europäische Fischereimanagement**

Integrating post-release mortality of recreationally caught and  
released fish in European fisheries management

## **Kumulative Dissertation**

zur

Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

am Lehrstuhl für Allgemeine und Spezielle Zoologie

des Instituts für Biowissenschaften

an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der Universität Rostock

vorgelegt von

Marc Simon Weltersbach,

geb. am 03.02.1986 in Hamburg,

wohnhaft in Rostock

**Rostock, 2018**

**Gutachter:**

**Prof. Dr. habil. Joachim Gröger**

GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel

Düsternbrooker Weg 20

24105 Kiel

**Prof. Dr. habil. Stefan Richter**

Universität Rostock

Institut für Biowissenschaften

Allgemeine und Spezielle Zoologie

Universitätsplatz 2, 18055 Rostock

**Dr. Harry Vincent Strehlow**

Thünen-Institut für Ostseefischerei

Alter Hafen Süd 2

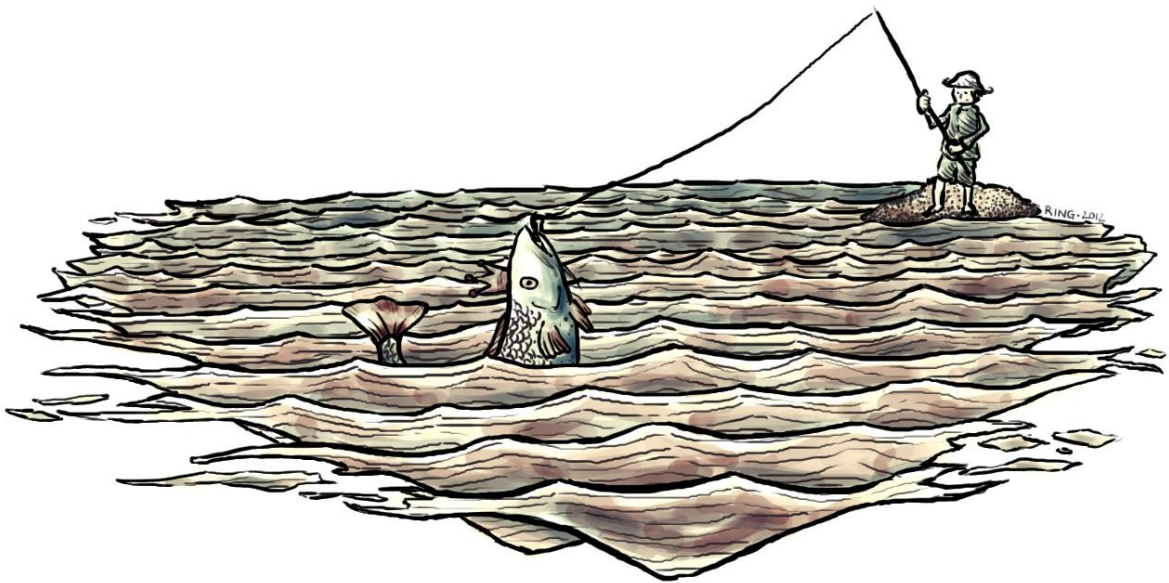
18069 Rostock

**Datum der Einreichung:** 23.05.2018

**Datum der Verteidigung:** 13.07.2018

*„Das interessanteste Geschöpf der Zoologie ist der Fisch. Er wächst noch, wenn er längst verspeist ist. Wenigstens in den Augen des Anglers.“*

- Ernest Miller Hemingway (amerikanischer Schriftsteller, 1899 – 1961) -



## **Kurzzusammenfassung**

Das Fangen und Zurücksetzen (F&Z) von Fischen ist weltweit eine gängige Praxis in der Freizeitfischerei. Trotzdem fehlen in Europa häufig Informationen zum Umfang und zu den Auswirkungen des F&Z. Diese Dissertation evaluiert den Umfang des F&Z in der marinen Freizeitfischerei in Europa und letale sowie nicht-letale Auswirkungen des F&Z auf den Aal und Wolfsbarsch. Es zeigt sich, dass das F&Z ein geeignetes Managementinstrument sein kann, um die angelfischereiliche Sterblichkeit zu senken, eine nachhaltige Fischbestandsbewirtschaftung zu sichern und gleichzeitig Angelmöglichkeiten zu erhalten.

**Schlagworte:** Fischbestandsabschätzung, Europäisches Fischereimanagement, Fangen und Zurücksetzen, Fischereiliche Sterblichkeit, Freizeitfischerei, Rückwurfsterblichkeit

## **Short summary**

Globally, catch-and-release (C&R) is a common practice in recreational fisheries, but information on its magnitude and impacts on fish is limited in Europe. This thesis provides an overview of the magnitude of C&R in European marine recreational fisheries, and investigates lethal and sub-lethal effects of C&R on European eel and sea bass. The results show that C&R can be a suitable management measure to decrease recreational fishing mortality of fish stocks while maintaining angling opportunities, ultimately increasing our ability to manage fish stocks sustainably.

**Keywords:** catch-and-release, European fisheries management, fishing mortality, post-release mortality, recreational fisheries, fish stock assessment

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitende Zusammenfassung der Dissertationsschrift .....</b>	<b>1</b>
1.1	Struktur und Umfang der Dissertationsschrift.....	1
1.2	Einleitung .....	3
1.2.1	Definition und Bedeutung der Freizeitfischerei.....	3
1.2.2	Einbezug der Freizeitfischerei in das europäische Fischereimanagement.....	4
1.2.3	Rückwürfe in der Freizeitfischerei .....	8
1.2.4	Kontext und Ziele der Dissertation.....	11
1.3	Ergebnisse und Diskussion .....	14
1.3.1	Rückwurfraten und Gründe für den Rückwurf in der marinen Freizeitfischerei in Europa .....	14
1.3.2	Ermittlung von Rückwurfsterblichkeitsraten und Identifizierung wesentlicher Sterblichkeitsfaktoren beim Wolfsbarsch .....	17
1.3.3	Ermittlung von Rückwurfsterblichkeitsraten und Identifizierung wesentlicher Sterblichkeitsfaktoren beim Aal .....	22
1.3.4	Nicht-letale Auswirkungen des Rückwurfs und Hakenausstoßung beim Aal .....	26
1.3.5	Ermittlung länderspezifischer Rückwurfsterblichkeitsraten unter Einbezug der angelfischereilichen Praxis .....	33
1.3.6	Entwicklung von Empfehlungen zur Verringerung der Sterblichkeit und Verbesserung des Fischwohls nach dem Rückwurf.....	36
1.4	Fazit und Empfehlungen.....	41
1.5	Literaturverzeichnis .....	45
2	Ferter, K., <b>Weltersbach, M.S.</b> , Strehlow, H.V., Vølstad, J.H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., et al., 2013. <b>Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management.</b> ICES Journal of Marine Science, 70: 1319–1329. ....	60
3	Lewin, W.-C., Strehlow, H.V., Ferter, K., Hyder, K., Niemax, J., Herrmann, J.-P., <b>Weltersbach, M.S.</b> , 2018. <b>Estimating post-release mortality of European sea bass based on experimental angling.</b> ICES Journal of Marine Science, 75: 1483–1495.....	72
4	<b>Weltersbach, M.S.</b> , Strehlow, H.V., Ferter, K., Klefoth, T., de Graaf, M., Dorow, M., 2018. <b>Estimating and mitigating post-release mortality of European eel by combining citizen science with a catch-and-release angling experiment.</b> Fisheries Research, 201: 98–108. ..	86

<b>5</b>	<b>Weltersbach, M.S., Ferter, K., Sambraus, F., Strehlow, H.V., 2016. Hook shedding and post-release fate of deep-hooked European eel. Biological Conservation, 199: 16–24. ....</b>	<b>98</b>
<b>6</b>	<b>Eigenständigkeitserklärung der Kapitel 2-5.....</b>	<b>108</b>
<b>7</b>	<b>Selbstständigkeitserklärung .....</b>	<b>112</b>
<b>8</b>	<b>Danksagungen.....</b>	<b>113</b>
<b>9</b>	<b>Lebenslauf.....</b>	<b>115</b>

# 1 Einleitende Zusammenfassung der Dissertationsschrift

## 1.1 Struktur und Umfang der Dissertationsschrift

Diese Dissertationsschrift setzt sich aus einer einleitenden Zusammenfassung (**Kapitel 1**) und vier zugrunde liegenden Publikationen (**Kapitel 2-5**) zusammen. Während die Fachpublikationen auf Englisch verfasst und veröffentlicht wurden, ist die einleitende Zusammenfassung bewusst in deutscher Sprache geschrieben, um den Zugang zu den Ergebnissen dieser Dissertation insbesondere für Angler, Bewirtschafter und Verbände im deutschsprachigen Raum zu erleichtern. In dieser Dissertationsschrift wurde aus Gründen der Lesbarkeit das generische Maskulinum verwendet, dennoch beziehen sich die Angaben auf Angehörige aller Geschlechter.

**Kapitel 1** fasst die angefertigten Publikationen zusammen, stellt diese in einen gemeinsamen Kontext und ordnet sie in das Forschungsfeld ein. Einleitend führt Kapitel 1 in die Thematik der Freizeitfischerei ein und beschreibt den Einbezug der Freizeitfischerei in das aktuelle Fischereimanagement der europäischen Meeresgewässer mit Schwerpunkt auf den Rückwurf beziehungsweise das „Fangen und Zurücksetzen“ (F&Z) von geangelten Fischen. Sowohl das Konzept und die Praxis des F&Z als auch mögliche letale sowie nicht-letale Auswirkungen dieser Praxis auf Fische werden erläutert. Anhand der aktuellen Literatur werden existierende Wissenslücken im Bereich des F&Z sowie der letalen und nicht-letalen Auswirkungen des F&Z auf marine und diadrome Fischarten in der europäischen Angelfischerei identifiziert, woraus die Zielsetzungen dieser Dissertation abgeleitet werden. Im Ergebnis- und Diskussionsteil der einleitenden Zusammenfassung werden dann die Ergebnisse der angefertigten Publikationen (Kapitel 2-5) zusammengefasst, diskutiert und in den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand eingeordnet. Abschließend werden Schlussfolgerungen aus den eigenen Ergebnissen gezogen und Empfehlungen für zukünftige Forschungsfragen gegeben.

**Kapitel 2** sammelt und fasst veröffentlichte und unveröffentlichte Informationen sowie graue Literatur zur Praxis und zum Umfang des F&Z sowie zu den Motivationen, die zum F&Z führen, für die marine Freizeitfischerei in Europa zusammen. Anschließend werden die Ergebnisse im Kontext des europaweit geltenden Rückwurfverbots (Anlandegebots) in der kommerziellen Fischerei und im Hinblick auf andere außereuropäische Studien diskutiert und wesentliche Wissenslücken identifiziert.

In **Kapitel 3** werden die Ergebnisse einer Laborstudie zur experimentellen Bestimmung der Sterblichkeitsraten von Europäischen Wolfsbarschen (*Dicentrarchus labrax*) nach dem F&Z

dargestellt und Faktoren identifiziert, die wesentlich zur Rückwurfsterblichkeit beitragen. Hierzu wurden unter kontrollierten Bedingungen einer Kreislaufanlage drei verschiedene Experimente durchgeführt. Der Fokus lag dabei auf den Auswirkungen (i) verschiedener Ködertypen, (ii) einer langen Luftexposition und (iii) des tiefen Verschluckens des Köders auf die Rückwurfsterblichkeit. Weiterhin werden länderspezifische Rückwurfsterblichkeitsraten zur Nutzung in der Bestandsabschätzung des nördlichen Wolfsbarschbestands durch die Kombination der experimentellen Ergebnisse mit gesammelten Informationen zur länderspezifischen angelfischereilichen Praxis ermittelt.

**Kapitel 4** beschreibt eine Feldstudie, in der die letalen und nicht-letalen Auswirkungen des F&Z beim Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*) untersucht werden. Hierzu wurde ein Angelexperiment in einer mit markierten Aalen besetzten semi-natürlichen Teichanlage durchgeführt und die Aale nach dem Rückwurf bis zu 65 Tage in der Teichanlage beobachtet. Die Feldstudie wird mit einer „Citizen Science“-Studie (Bürgerwissenschaftenstudie) mit freiwilligen Aalanglern kombiniert, um die Effekte verschiedener Haken auf die Fangraten, Fischgröße und Hakenposition im Aal unter möglichst realistischen Bedingungen zu evaluieren und unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Kapitel 4 & 5 „Best Practice“-Empfehlungen (Handlungsempfehlungen) für die Angelfischerei auf Aal zu entwickeln.

In **Kapitel 5** werden im Rahmen einer Röntgenstudie die Hakenausstoßungsraten und die Ausstoßungsmechanismen von tief verschluckten Haken bei geangelten Europäischen Aalen (*Anguilla anguilla*) untersucht. Hierzu wurde die Vorfachschnur bei den geangelten Aalen am Maul abgeschnitten und der Haken im Fisch belassen. Außerdem wurden die letalen und nicht-letalen Auswirkungen des Verbleibs tief heruntergeschluckter Haken im Aal evaluiert. Dazu wurden freilebende Aale mit vier verschiedenen Hakentypen gefangen, markiert und bis zu 23 Wochen unter kontrollierten Bedingungen gehältert und zu verschiedenen Zeitpunkten geröntgt. Zudem wurden sie am Ende der Studie einer umfangreichen Nekropsie unterzogen.



## **1.2 Einleitung**

### **1.2.1 Definition und Bedeutung der Freizeitfischerei**

Weltweit werden viele aquatische Ressourcen nicht nur durch die kommerzielle Fischerei genutzt, sondern auch von der Freizeitfischerei (Cooke & Cowx, 2006). Dabei kann die Freizeitfischerei als Fang oder der Versuch des Fanges lebender, aquatischer Ressourcen, z.B. von Fischen, Krebstieren oder Muscheln, für den privaten Konsum und/oder als Freizeitbeschäftigung definiert werden (ICES, 2013). Von der kommerziellen Fischerei wird die Freizeitfischerei häufig vor allem durch den nicht-kommerziellen Aspekt des Fischfangs unterschieden (s. Hyder et al., 2017 für systematische Übersichtsarbeit).

Freizeitfischer nutzen sowohl aktive Fangmethoden, wie z.B. Angelruten, Handleinen und Harpunen, aber auch passive Fangmethoden, beispielsweise Netze, Reusen und Langleinen (Arlinghaus & Cooke, 2009; ICES, 2013), wobei sich die genutzten Fangmethoden lokal und regional unterscheiden sowie vom kulturellen Hintergrund und der nationalen Gesetzgebung abhängen (Pawson et al., 2008). In vielen Industrienationen ist der Begriff „Freizeitfischerei“ aber meist ein Synonym für die Sport- oder Angelfischerei, da der Fischfang mit der Handangel – also mit Angelrute, Schnur und Haken – die dominierende Methode ist (Arlinghaus et al., 2002). Auch in der vorliegenden Dissertation liegt der Fokus auf der Angelfischerei. Dabei werden die Begriffe „Angelfischerei“ und „Angler“ immer dann verwendet, wenn explizit nur der Fischfang mit der Handangel gemeint ist.

Lange Zeit wurde der Einfluss der Freizeitfischerei, insbesondere auf marine Ressourcen und Ökosysteme, als vernachlässigbar angesehen (Cooke & Cowx, 2004; Hyder et al., 2018). In den letzten Jahrzehnten hat sich jedoch gezeigt, dass auch die Freizeitfischerei erhebliche Auswirkungen auf lebende, aquatische Ressourcen, insbesondere Fischbestände, und Ökosysteme haben kann, wodurch die Freizeitfischerei zunehmend zu einem bedeutenden Thema für die Bewirtschaftung von Fischbeständen, das Fischereimanagement und die Fischereiforschung geworden ist (z.B. Arlinghaus et al., 2002; McPhee et al., 2002; Coleman et al., 2004; Cooke & Cowx, 2004; Lewin et al., 2006; Brownscombe et al., 2014; Hyder et al., 2018).

Aufgrund biologischer, geographischer, ökonomischer, sozialer, politischer und kultureller Unterschiede variiert der Anteil von Freizeit Fischern in der Bevölkerung global stark zwischen verschiedenen Ländern und liegt beispielsweise in Südafrika bei 2 % und in Norwegen bei 30 % (Aas, 2002; Arlinghaus et al., 2015). Basierend auf kanadischen Daten, rechneten Cooke & Cowx (2004) hoch, dass der Anteil an Freizeit Fischern in der

Weltbevölkerung circa 11,5 % beträgt und dass jährlich insgesamt etwa 47 Milliarden Fische (limnische und marine Arten) in der Freizeitfischerei gefangen werden, von denen 17 Milliarden Fische (10,9 Millionen Tonnen) entnommen werden. Unter Berücksichtigung der Freizeitfischerei würden somit die globalen Fischentnahmen insgesamt um 14 % höher liegen als bisher angenommen. Regional können die Anteile der Freizeitfischerei an den Gesamtfängen aber noch deutlich höher liegen (z.B. Coleman et al., 2004; Strehlow et al., 2012; Hyder et al., 2017 a, b) und übersteigen für einzelne Fischbestände sogar die der kommerziellen Fischerei (z.B. Dorow & Arlinghaus, 2011; Herfaut et al., 2013).

Die Freizeitfischerei hat sowohl eine große ökonomische (z.B. Toivonen et al., 2004; Arlinghaus & Cooke, 2009; Cisneros-Montemayor & Sumaila, 2010; Hyder et al., 2017, 2018) als auch soziale Bedeutung (z.B. Arlinghaus et al., 2002; Parkkila et al., 2010; Lynch et al., 2016; Griffiths et al., 2017) und kann insbesondere auf lokaler Ebene oder in strukturschwachen Regionen ein bedeutender Wirtschaftsfaktor sein (Cowx, 2002). Cisneros-Montemayor und Sumaila (2010) schätzten in ihrer Studie, dass im Jahre 2003 weltweit etwa 58 Millionen marine Freizeitfischer knapp 40 Milliarden US-Dollar ausgaben und damit etwa 950.000 Vollzeitarbeitsplätze unterstützten. In Europa geben marine Freizeitfischer nach aktuellen Studien jährlich etwa 5,9 Milliarden Euro für ihr Hobby aus, wodurch ein wirtschaftlicher Gesamtnutzen von jährlich 10,5 Milliarden Euro entsteht, von dem fast 100.000 Vollzeitarbeitsplätze in Europa abhängen (Hyder et al., 2017, 2018). Gleichzeitig wurden auch positive Effekte auf die Lebensqualität, beispielsweise das soziale Leben und die Gesundheit von aktiven Freizeit Fischern, festgestellt (Fedler & Ditton, 1994; Lynch et al., 2016; Griffiths et al., 2017).

### **1.2.2 Einbezug der Freizeitfischerei in das europäische Fischereimanagement**

Die Grundlage für das Fischereimanagement in den europäischen Meeresgewässern bildet die erstmals 1983 eingeführte „Gemeinsame Fischereipolitik“ (GFP) (EU, 1983). Vorrangiges Ziel der GFP ist die nachhaltige Bewirtschaftung der lebenden, aquatischen Ressourcen in der Europäischen Gemeinschaft sowie die Erhaltung beziehungsweise Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Fischereiindustrie (EU, 2013). Lange Zeit lag der Fokus der GFP und somit auch des europäischen Fischereimanagements der Meeresgewässer vollständig auf der kommerziellen Fischerei. In anderen Regionen der Welt, z.B. in Nordamerika und Australien, werden dagegen Daten aus der marinen Freizeitfischerei schon seit vielen Jahren erhoben, in den Bestandsabschätzungen einer

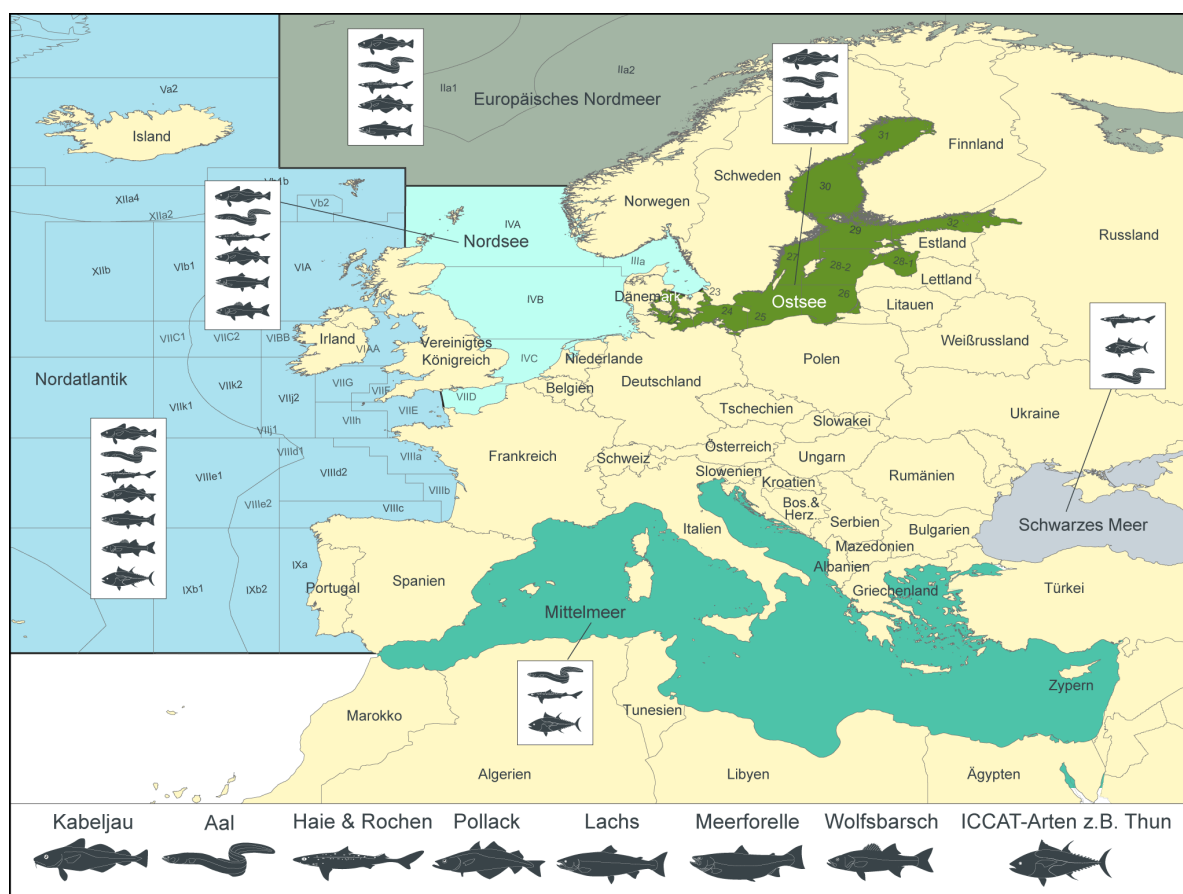
Vielzahl von Arten berücksichtigt und beeinflussen dort durchaus erheblich die fischereilichen Managemententscheidungen sowie die Fangquotenverteilungen (Kearney et al., 1996; Kearney, 2001; Borch, 2010; Doerpinghaus et al., 2014; NOAA, 2015; Ryan et al., 2016; Lee et al., 2017).

Bei Fischbeständen, die sowohl von der kommerziellen Fischerei als auch von der Freizeitfischerei befischt werden, kann die Nichtberücksichtigung der Entnahmen und Rückwürfe aus der Freizeitfischerei dazu führen, dass die Bestandsabschätzungen und somit auch die Fangquotenempfehlungen fehlerhaft oder ungenau sind (Griffiths & Fay, 2015; Hyder et al., 2017, 2018; Van Beveren et al., 2017). Außerdem kann dies zur Verfehlung bestimmter fischereilicher Managementziele führen und die Wirkung bestimmter Managementmaßnahmen, z.B. zur Reduktion der fischereilichen Sterblichkeit, verringert sein oder ein Fischbestand nicht wie erwartet auf bestimmte Maßnahmen reagieren (Griffiths & Fay, 2015; Hyder et al., 2017, 2018). Als Konsequenz kann es durchaus zu einer nicht-nachhaltigen Bewirtschaftung einzelner Fischbestände kommen, die der Zielsetzung der GFP entgegenwirkt.

In Europa begann die systematische Erhebung von Daten aus der Freizeitfischerei mit der Einführung eines Fischereidatenerhebungsprogramms („Data Collection Framework (DCF)“) durch die Europäische Kommission im Jahr 2001 (EU, 2001). Das Fischereidatenerhebungsprogramm sollte die Umsetzung der GFP fördern (EU, 2013) und schaffte für die Mitgliedsstaaten die gesetzlichen Rahmenbedingungen, um Basisdaten zu sammeln, die für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände erforderlich sind (EU, 2001). Zunächst sollten in der Freizeitfischerei nur Daten zu den jährlichen Entnahmen von Atlantischem Lachs (*Salmo salar* L.) und Atlantischem Blauflossen-Thunfisch (*Thunnus thynnus* L.) gesammelt werden (EU, 2001). Über die Jahre wurde die Liste der relevanten Fischarten, für die Daten aus der Freizeitfischerei erhoben werden müssen, schrittweise erweitert (EU, 2008, 2010, 2016a). Die aktuelle Version des Datenerhebungsprogramms, das sogenannte „EU Multi-annual Programme 2017-2019 (EU-MAP)“, verpflichtet die europäischen Mitgliedsstaaten zur jährlichen Erhebung von Daten aus der Freizeitfischerei zu den Entnahmen und Rückwürfen für Atlantischen Kabeljau (*Gadus morhua* L., in der Ostsee auch Dorsch genannt), Europäischen Wolfsbarsch (*Dicentrarchus labrax* L.), Europäischen Aal (*Anguilla anguilla* L.), Atlantischen Lachs (*Salmo salar* L.), Pollack (*Pollachius pollachius* L.), Meerforelle (*Salmo trutta* L.), alle Hai- und Rochenarten (Elasmobranchii) und weit wandernde ICCAT- („International Commission for the

Conservation of Atlantic Tunas“) Arten, z.B. Thunfische, wobei die zu berücksichtigen Arten je nach Region variieren (EU, 2016a (Abb. 1)).

Durch Einführung der Kontrollregelung „EG Nr. 1224/2009“ wurde auf europäischer Ebene eine zweite gesetzliche Grundlage geschaffen, die die Mitgliedsstaaten zur Erhebung von Fangdaten aus der Freizeitfischerei für bestimmte Arten, für die ein Wiederauffüllungsplan gilt, verpflichtet (EU, 2009). Gleichzeitig sollen die Mitgliedsstaaten gewährleisten, dass die Freizeitfischerei in einer Weise betrieben wird, die den Zielen der GFP entspricht und für den Fall, dass die Freizeitfischerei einen signifikanten Einfluss auf einen Fischbestand hat, soll der Europäische Rat über spezifische Management- und Bewirtschaftungsmaßnahmen entscheiden können (EU, 2009).



**Abb. 1:** Karte der Managementgebiete und -untergebiete des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) in den europäischen Meeresgewässern mit den regionen-spezifischen Fischarten, für die die europäischen Mitgliedsstaaten laut EU-MAP verpflichtet sind, Daten aus der Freizeitfischerei zu erheben. In Anlehnung (übersetzt) an [Hyder et al., 2018](#) (CC BY 4.0).

Trotz der Einführung des EU-weiten Erhebungsprogramms für Daten aus der marinen Freizeitfischerei hat es in vielen Mitgliedsstaaten einige Jahre gedauert, entsprechende Expertisen aufzubauen und geeignete Erhebungsmethoden zu entwickeln (Hyder et al.,

2018). Im Laufe der Zeit wurden verschiedene nationale Datenerhebungsprogramme für die Freizeitfischerei implementiert und eine internationale Arbeitsgruppe („Working Group on Recreational Fisheries Surveys (WGRFS)“) des Internationalen Rats für Meeresforschung (ICES) etabliert, um die erforderlichen Daten zu erheben und eine länderübergreifende Entwicklung, Koordinierung und Harmonisierung der Erhebungsmethoden in Europa zu fördern (Ferber et al., 2013b). Mittlerweile wurden in vielen europäischen Ländern Studien durchgeführt, die vor allem darauf abzielten, Entnahmen und Rückwürfe für bestimmte marine und diadrome Fischarten – insbesondere die im EU-MAP gelisteten – in der Freizeitfischerei zu ermitteln (z.B. Veiga et al., 2010; Sparrevohn & Storr-Paulsen, 2012; Strehlow et al., 2012; Armstrong et al., 2013; Herfaut et al., 2013; Rocklin et al., 2014; Zarauz et al., 2015; van der Hammen et al., 2016).

Durch die kontinuierlich zunehmende Verfügbarkeit von Daten konnten die Entnahmen und Rückwürfe der Freizeitfischerei erstmalig auch in die länderübergreifenden Bestandsabschätzungen (Fischereiassessments) einiger mariner und diadromer Fischbestände in Europa berücksichtigt werden (Eero et al., 2015; ICES, 2017a, b, c, d). Inzwischen geschieht dies regelmäßig in den Bestandsabschätzungen des westlichen Ostseedorsches (ICES-Untergebiete 22-24; Eero et al., 2015; ICES, 2017a), des Lachses und der Meerforelle in der Ostsee (ICES-Untergebiete 22-32; ICES 2017b, c) sowie des nördlichen Wolfsbarschbestands (ICES-Untergebiete IVb & c, VIIa, d-h; ICES, 2017d).

Im Jahr 2015 wurden erstmalig auf europäischer Ebene und somit länderübergreifende Managementmaßnahmen speziell für die Freizeitfischerei eingeführt (zusätzlich zu den sowohl für die kommerzielle Fischerei als auch für die Freizeitfischerei geltenden Mindestmaßen für viele Fischarten). Aufgrund der signifikanten Entnahmemengen durch die Freizeitfischerei (27 % der Gesamtanlandungen; Hyder et al., 2018) und der aktuell schlechten Bestandssituation des nördlichen Wolfsbarsches (ICES-Untergebiete IVb & c, VIIa, d-h) mit rückläufiger Laichfischbiomasse, bedingt durch eine hohe fischereiliche Sterblichkeit und geringe Rekrutierung von Jungfischen (ICES, 2016), wurde im Jahr 2015 vom Europäischen Rat eine Tagesfangbegrenzung von 3 Wolfsbarschen pro Person in der Freizeitfischerei eingeführt (EU, 2015). Für das Jahr 2016 und 2017 wurde diese Regelung noch verschärft, so dass jeweils im ersten Halbjahr keine Wolfsbarsche in der Freizeitfischerei entnommen werden durften und im zweiten Halbjahr eine Tagesfangbegrenzung von einem Wolfsbarsch pro Person galt (EU, 2016b, 2017a). Im Jahr 2018 wurde aufgrund der weiterhin schlechten Bestandssituation vorläufig ein komplettes Entnahmeverbot für den nördlichen Wolfsbarsch in der Freizeitfischerei beschlossen (EU,

2018). Eine ähnliche Situation liegt aktuell auch für den Dorsch in der westlichen Ostsee (ICES-Untergebiete 22-24) vor, für den 2017, aufgrund einer historisch schlechten Bestandssituation, erstmalig vom Europäischen Rat eine Tagesfangbegrenzung für die Freizeitfischerei eingeführt wurde (EU, 2016c; ICES, 2017a). Aktuell dürfen Freizeitfischer daher während der Dorsch-Laichzeit im Februar und März 3 Dorsche pro Tag und Person entnehmen und in der übrigen Zeit 5 Dorsche pro Tag und Person (EU, 2016c; EU, 2017b).

### 1.2.3 Rückwürfe in der Freizeitfischerei

Um eine nachhaltige Bewirtschaftung der Fischbestände zu gewährleisten, hat sich weltweit in vielen Ländern die Praxis des sogenannten Fangens und Zurücksetzens („Catch & Release“) in der Freizeitfischerei eingebürgert (Lucy & Studholme, 2002; Policansky, 2002). Beim Fangen und Zurücksetzen (F&Z) werden Fische gefangen (der Begriff bezieht sich hierbei meist auf den Fang mit der Handangel) und dann lebend wieder in das Gewässer zurückgesetzt, in dem sie gefangen wurden, unter der Annahme, dass sie diesen Vorgang unbeschadet überleben (Abb. 2; Policansky, 2002; Arlinghaus, et al., 2007).



**Abb. 2:** Das Fangen und Zurücksetzen (F&Z) – hier am Beispiel eines Europäischen Aals – ist, aufgrund gesetzlich vorgeschriebener Managementmaßnahmen, aber auch aufgrund persönlicher Motivationen der Freizeitfischer, weltweit eine gängige Praxis in der Freizeitfischerei.

Viele Länder haben für die Freizeitfischerei gesetzliche Regelungen eingeführt, die die Entnahme von Fischen begrenzen und dazu führen, dass Angler häufig einen Teil der von ihnen gefangenen Fische lebend zurücksetzen müssen (Quinn, 1996; Harper et al., 2000;

Policansky, 2002). Beispiele für solche Regelungen sind Mindestmaße, Tagesfangbegrenzungen, Schonzeiten oder auch Entnahmeverbote für besonders schutzbedürftige Arten. Hierbei handelt es sich also um ein gesetzlich vorgeschriebenes F&Z. Daneben werden von Anglern häufig auch entnahmefähige Fische freiwillig zurückgesetzt, was als freiwilliges F&Z bezeichnet wird (Quinn, 1996; Policansky, 2002; Arlinghaus et al., 2007). Die Gründe, die zum freiwilligen F&Z führen, sind vielfältig und meist persönlich motiviert (Sutton, 2003). Beispielsweise setzen Angler entnahmefähige Fische freiwillig zurück, weil es sich nicht um die von ihnen gewünschte Zielart oder Fischgröße handelt oder sie einen persönlichen Beitrag zur Bestandserhaltung leisten wollen (Quinn, 1996; Arlinghaus et al., 2007; Cooke & Sneddon, 2007). Von vollständigem F&Z spricht man, wenn alle Fische (durch freiwilliges und/oder gesetzlich vorgeschriebenes F&Z) zurückgesetzt werden (Policansky, 2002; Arlinghaus et al., 2007).

Das gesetzlich vorgeschriebene F&Z wurde in Europa – vor allem in Großbritannien – bereits im späten Mittelalter praktiziert, als aufgrund steigender fischereilicher Entnahmen und sich lokal verschlechternder Fischbestände erste Fischschonmaßnahmen, beispielsweise Mindestmaße oder Schonzeiten, eingeführt wurden (Policansky, 2002; Arlinghaus et al., 2007). Im 19. und 20. Jahrhundert etablierte sich das gesetzliche F&Z weltweit als wichtiges Managementinstrument in der Freizeitfischerei, beziehungsweise wurde vor allem bedingt durch die Einführung verschiedener anderer Managementmaßnahmen, wie z.B. Mindestmaße, Tagesfangbegrenzungen und Schonzeiten, zur gängigen Praxis. Aber auch das freiwillige und vollständige F&Z gewann insbesondere in englischsprachigen Industrienationen an Popularität (Policansky, 2002; Arlinghaus et al., 2007).

Mittlerweile werden nach groben Schätzungen global etwa 60 % aller in der Freizeitfischerei gefangenen Fische zurückgesetzt, was jährlich etwa 30 Milliarden Fischen oder 19 Millionen Tonnen Biomasse entspricht (Cooke & Cowx, 2004). Aktuelle Schätzungen der globalen Rückwürfe in der kommerziellen Fischerei liegen zum Vergleich bei 7-10 Millionen Tonnen pro Jahr (FAO, 2016; Zeller et al., 2018). Bedingt durch die zunehmende Bedeutung des F&Z als Managementinstrument und einer Zunahme von freiwilligem und vollständigem F&Z, sind die Rückwurfraten in der Freizeitfischerei in den letzten Jahrzehnten in vielen Regionen der Welt gestiegen (Quinn, 1996; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Brownscombe et al., 2014). Bartholomew und Bohnsack (2005) wiesen in ihrer Studie für die USA einen Anstieg der Rückwürfe in der Freizeitfischerei von 34 % der Gesamtfangmenge im Jahr 1981 auf 58 % im Jahr 1999 nach und auch eine aktuellere Studie aus Kanada zeigt, dass die Rückwurfraten von 1985 bis 2010 um 37 % gestiegen sind

(Brownscombe et al., 2014). Trotzdem unterscheiden sich die Rückwurfraten in der Freizeitfischerei häufig je nach Fischart und Region und sind auch von den ökonomischen, sozialen, politischen und kulturellen Verhältnissen sowie der Gesetzgebung in den Ländern abhängig (Aas et al., 2002; Arlinghaus et al., 2007). So werden in einigen spezialisierten Angelfischereien in Nordamerika Rückwurfraten von fast 100 % erreicht, während die Rückwurfraten für einige beliebte Speisefische in Süd- und Osteuropa bei nahezu 0 % liegen (Policansky, 2002; Arlinghaus et al., 2007; Veiga et al., 2010).

Allen Formen des F&Z liegt die Annahme zu Grunde, dass die zurückgesetzten Fische diesen Prozess überleben und keine nachhaltigen, nicht-letalen Beeinträchtigungen davontragen (Wydoski, 1977; Policansky, 2002; Cooke & Wilde, 2007). Trotzdem überleben in den meisten Fällen nicht alle Individuen nach dem Zurücksetzen. Systematische Übersichtsarbeiten und Metaanalysen von Studien zur Sterblichkeit von geangelten und zurückgesetzten Süß- und Salzwasserfischarten haben gezeigt, dass die Sterblichkeitsraten zwischen 0 % und 95 % variieren können und im Durchschnitt 15-20 % betragen, bei vielen Fischarten aber unter 10 % liegen (Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Hühn & Arlinghaus, 2011). Basierend auf ihrer Übersichtsarbeit schlugen daher Muoneke und Childress (1994) vor, Sterblichkeitsraten von Rückwürfen in der Angelfischerei von mehr als 20 % als hoch einzustufen.

Auch bei niedrigen Rückwurfsterblichkeitsraten kann die kumulative Rückwurfsterblichkeit und somit auch die fischereiliche Gesamtsterblichkeit eines Fischbestands hoch sein, beispielsweise wenn es sich um einen sehr kleinen, langsam reproduzierenden Bestand handelt oder der Fischereiaufwand hoch ist und das F&Z eine häufige Praxis ist (Schroeder & Love, 2002; Post et al., 2003; Walters & Martell, 2004; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Coggins et al., 2007; Kerns et al., 2012). Dies kann im Extremfall dazu führen, dass gängige Fischeschonmaßnahmen (z.B. Mindestmaße) ihre Wirkung verlieren und es zu einer Überfischung des Bestands kommt, wodurch die fischereilichen Nutzungsmöglichkeiten langfristig eingeschränkt sein können (Nelson, 2002; Coggins et al., 2007; Kerns et al., 2012; Hessenauer et al., 2018). Weiterhin kann es zu Veränderungen der Größen- und Altersstruktur und der genetischen Vielfalt einer Population bis hin zu Veränderungen der Lebensraumgemeinschaft eines bestimmten Ökosystems kommen (Cooke & Cowx, 2006; Lewin et al., 2006; Hessenauer et al., 2018).

Zusätzlich zu den möglichen letalen Auswirkungen des F&Z existieren auch noch eine Reihe nicht-letaler Effekte, die auf den zurückgesetzten Fisch wirken können (Davie &



Kopf, 2006; Wilson et al., 2014). Beispiele für solche nicht-letalen Effekte nach dem F&Z sind physiologische Stressreaktionen (Cooke et al., 2013), Verhaltensänderungen (Thorstad et al., 2004; Baktoft et al., 2013) und verringerte Wachstums- oder Reproduktionsraten (Diodati & Richards, 1996; Suski et al., 2003; Siepker et al., 2006, 2009; Pinder et al., 2016).

Die Rückwurfsterblichkeit in der Angelfischerei variiert zwischen verschiedenen Fischarten und hängt von einer Vielzahl abiotischer sowie biotischer Faktoren ab, wie z.B. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Fangtiefe, Fischkondition, Gesundheitszustand des Fisches und Prädationsrisiko, zwischen denen komplexe Wechselwirkungen bestehen können (s. Übersichtsarbeiten von Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Arlinghaus et al., 2007; Cooke & Wilde, 2007; Hühn & Arlinghaus, 2011; Raby et al., 2014). Aber auch das Verhalten und die fischereiliche Praxis des Anglers spielt eine wesentliche Rolle. Beispiele hierfür sind die Wahl des Köders, Hakens und der Angelmethode, die Drilldauer, die Handhabung des Fisches während des F&Z und die Dauer der Luftexposition (s. Übersichtsarbeiten von Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Cooke & Suski, 2005; Arlinghaus et al., 2007; Cooke & Wilde, 2007; Hühn & Arlinghaus, 2011). Aufgrund der Vielzahl von Faktoren, die die Rückwurfsterblichkeit beeinflussen können, ist eine Übertragung von Studienergebnissen von bestimmten Fischarten oder Fischereien auf andere Fischarten und Fischereien häufig nicht möglich und es müssen artspezifische Untersuchungen durchgeführt werden, die die jeweiligen Umweltbedingungen und die fischereiliche Praxis berücksichtigen (Cooke & Suski, 2005).

#### **1.2.4 Kontext und Ziele der Dissertation**

Durch die zunehmende Verfügbarkeit von Daten über die Entnahmen und Rückwürfe in der Freizeitfischerei in Europa hat sich gezeigt, dass die Freizeitfischerei einen erheblichen Einfluss auf einige Bestände mariner und diadromer Fischarten haben kann. Dies führte in den letzten Jahren zum Einbezug der Freizeitfischerei in die Bestandsabschätzungen und das Fischereimanagement einzelner Fischbestände (Hyder et al., 2017, 2018). Trotzdem fehlen für viele marine und diadrome Fischarten und -bestände in Europa Informationen über den Umfang von Rückwürfen in der Freizeitfischerei und insbesondere über die letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z (Ferber et al., 2013b; Hyder et al., 2017, 2018). Bisher lag der Fokus solcher Untersuchungen in der Freizeitfischerei vor allem auf

Süßwasserfischarten in Nordamerika (Cooke & Suski, 2005; Arlinghaus et al., 2007). Erste Studien haben aber bereits gezeigt, dass die Rückwurfraten für einige marine und diadrome Fischarten in verschiedenen europäischen Ländern hoch sein können (z.B. Sparrevohn & Storr-Paulsen, 2012; Strehlow et al., 2012; Ferter et al., 2013a; van der Hammen et al., 2016). Um eine nachhaltige Fischbestandsbewirtschaftung unter Einbezug der Freizeitfischerei zu gewährleisten, ist es daher von elementarer Bedeutung, die Rückwurfraten und die letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z in den Bestandsabschätzungen und bei der Entwicklung von fischereilichen Managementmaßnahmen zu berücksichtigen. Nur so kann gewährleistet werden, dass die fischereiliche Sterblichkeit durch die Freizeitfischerei nicht unterschätzt wird und gegebenenfalls wirkungsvolle Managementmaßnahmen etabliert werden können (Coggins et al., 2007; Kerns et al., 2012). Außerdem ist es wichtig, Faktoren zu identifizieren, die zu letalen und nicht-letalen Effekten beim F&Z führen, um bei Bedarf fischarten- und fischereispezifische Managementmaßnahmen zur Verringerung negativer Effekte des F&Z entwickeln zu können (Cooke & Suski, 2005). Weiterhin wurde im Rahmen der Reform der GFP im Jahr 2013 schrittweise ein Rückwurfverbot für viele europäische Fischbestände eingeführt, welches zur Reduzierung von Rückwürfen, z.B. von untermäßigen Fischen, in der kommerziellen Fischerei führen soll (EU, 2013). Der Grund hierfür ist, dass die Überlebenschancen von Rückwürfen in der kommerziellen Fischerei häufig sehr niedrig sind (Alverson et al., 1994; Mesnil, 1996). Da das F&Z für einige Fischarten in Europa gängige Praxis ist, stellt sich aus Sicht der europäischen Fischereipolitik die Frage, ob das Rückwurfverbot auch in der Freizeitfischerei Anwendung finden sollte oder ob das F&Z in der Freizeitfischerei aufgrund potenziell hoher Überlebensraten der Fische eine sinnvolle Maßnahme ist, die zur Bestandserhaltung beitragen kann. Für die meisten im europäischen Freizeitfischereidatenerhebungsprogramm genannten Fischarten (EU, 2016a; Abb. 1) lagen bisher keine Informationen zu den letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z in der marinen Freizeitfischerei vor. Nur für den Atlantischen Kabeljau (Weltersbach & Strehlow, 2013; Ferter et al., 2015a, b, c; Capizzano et al., 2016) und den Atlantischen Blauflossen-Thunfisch (Brill et al., 2002; Stokesbury et al., 2011; Marcek & Graves, 2014; Goldsmith et al., 2017) existieren entsprechende Studien.

Im Rahmen dieser Dissertation soll daher der Erkenntnisstand über den Umfang und die Praxis des F&Z, insbesondere für die im europäischen Fischereidatenerhebungsprogramm spezifizierten Fischarten (EU, 2016a; Abb. 1) erweitert werden und am Beispiel einer diadromen (Europäischer Aal) und einer marinen (Europäischer Wolfsbarsch) Fischart, die

letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z untersucht werden. Zusätzlich sollen praxisnahe, fischarten- und fischereispezifische Empfehlungen zur Verringerung der letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z und zur Verbesserung des Fischwohls während und nach dem F&Z für Angler und Bewirtschafter entwickelt werden.

Der Europäische Aal und der Europäische Wolfsbarsch wurden gewählt, da beide Arten eine große sozio-ökonomische Bedeutung in Europa haben (Ringuelet et al., 2002; Pérez-Ruzafa & Marcos, 2014) und signifikante Anteile der Gesamtfänge durch die Freizeitfischerei getätigt werden (Hyder et al., 2017, 2018). Aktuell befinden sich aber sowohl der Aalbestand (Dekker & Beaulaton, 2016) als auch mehrere Wolfsbarschbestände (insbesondere der nördliche Wolfsbarschbestand; ICES, 2016) in einem kritischen Zustand. Trotz hoher Rückwurfraten in der Freizeitfischerei, die für beide Arten in einigen Ländern bereits nachgewiesen wurden (van der Hammen et al., 2016; Hyder et al., 2018), existieren bisher keinerlei Informationen zu den letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z für diese Arten, wodurch ein Einbezug der Rückwurfsterblichkeit in die Bestandsabschätzungen und in das Fischereimanagement bisher nicht möglich war.

Es ergaben sich daher folgende Zielsetzungen für die vorliegende Dissertation:

1. Die Evaluation von Rückwurfraten in der marinen Freizeitfischerei in Europa und von Gründen, die zu Rückwürfen in der marinen Freizeitfischerei führen (**Kapitel 1.3.1 & 2**).
2. Die Ermittlung von Rückwurfsterblichkeitsraten für den Europäischen Wolfsbarsch und den Europäischen Aal sowie die Identifizierung wesentlicher Faktoren, die die Rückwurfsterblichkeit dieser Arten beeinflussen (**Kapitel 1.3.2, 1.3.3, 3 & 4**).
3. Die Untersuchung der nicht-letalen Auswirkungen des Rückwurfs und der Hakenausstoßung von tief heruntergeschluckten Haken am Beispiel des Europäischen Aals (**Kapitel 1.3.4, 4 & 5**).
4. Die Ermittlung von länderspezifischen Rückwurfsterblichkeitsraten zur Nutzung in der Bestandsabschätzung unter Einbezug der jeweiligen angelfischereilichen Praxis am Beispiel des Europäischen Wolfsbarsches (**Kapitel 1.3.5 & 3**).
5. Die Entwicklung art- und fischereispezifischer „Best Practice“-Empfehlungen zur Verringerung der Rückwurfsterblichkeit und zur Verbesserung des Fischwohls am Beispiel des Europäischen Aals (**Kapitel 1.3.6, 4 & 5**).

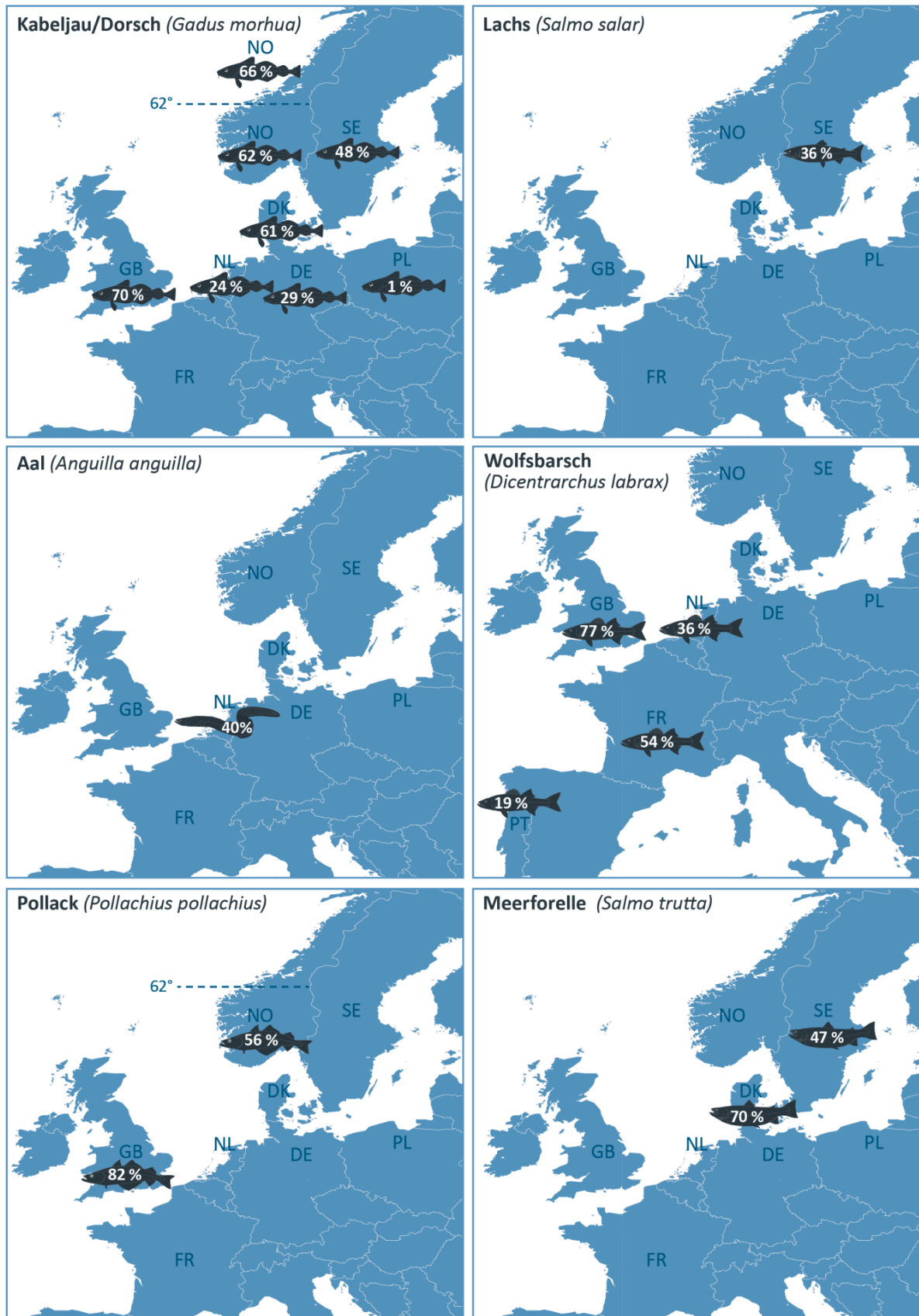
## 1.3 Ergebnisse und Diskussion

### 1.3.1 Rückwurfraten und Gründe für den Rückwurf in der marinen Freizeitfischerei in Europa

Im Rahmen eines Workshops während der ICES Arbeitsgruppe für Freizeitfischereidatenerhebungen (ICES WGRFS) im Jahr 2012 konnten Informationen zu den Rückwurfraten in der marinen Freizeitfischerei für sechs der acht im EU-MAP genannten Fischarten beziehungsweise Fischgruppen aus neun europäischen Ländern (England, Dänemark, Schweden, Norwegen, Deutschland, Niederlande, Polen, Frankreich und Portugal) gesammelt und analysiert werden (Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**). Dazu gehörten der Atlantische Kabeljau, Atlantische Lachs, Europäische Aal, Europäische Wolfsbarsch, Pollack und die Meerforelle, wohingegen sowohl für alle Hai- und Rochenarten als auch für die weit wandernden ICCAT-Arten (z.B. Atlantischer Blauflossen-Thunfisch) keine Daten verfügbar waren. Während für den Kabeljau Informationen aus sieben und für den Wolfsbarsch aus vier europäischen Ländern gesammelt werden konnten, gab es für die übrigen Arten nur Informationen aus ein bis zwei Ländern (Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**).

Nach Auswertung der gesammelten Informationen zeigte sich, dass das F&Z in Europa eine gängige Praxis in der marinen Freizeitfischerei ist und dass für verschiedene Fischarten mehr als 50 %, der von Freizeitfishern gefangenen Individuen, wieder freigelassen werden (Abb. 3; Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**). Somit sind die Rückwurfraten in der marinen Freizeitfischerei in Europa für einige Fischarten vergleichbar mit denen in anderen Regionen der Welt, z.B. in Nordamerika (Cooke & Cowx, 2004; Brownscombe et al., 2014). Allerdings variierten die Rückwurfraten für bestimmte Fischarten stark zwischen den verschiedenen europäischen Ländern. Beispielsweise wurden in Polen nur etwa 1 % aller in der Freizeitfischerei gefangenen Dorsche bzw. Kabeljaue zurückgesetzt, wohingegen in England fast 70 % der von der Küste aus gefangenen Kabeljaue zurückgesetzt wurden (Abb. 3; Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**).

Für den Wolfsbarsch konnte eine ähnliche Variation in den Rückwurfraten zwischen verschiedenen Ländern festgestellt werden: mit einer relativ niedrigen Rückwurfrate von 19 % in der portugiesischen Uferangelfischerei (Veiga et al., 2010), mittleren Rückwurfraten von 36 % in den Niederlanden (van der Hammen & de Graaf, 2012) und 54 % in Frankreich (Rocklin et al., 2012) sowie einer hohen Rückwurfrate von 77 % in der englischen Uferangelfischerei (Abb. 3; Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**).



**Abb. 3:** Länderspezifische Rückwurfraten von Kabeljau/Dorsch, Lachs, Aal, Wolfsbarsch, Pollack und Meerforelle in der marinen Freizeitfischerei in Europa. Für Kabeljau/Dorsch und Pollack in Norwegen sind die Daten in ein Gebiet nördlich und südlich des 62. nördlichen Breitengrades eingeteilt.

Mögliche Ursachen für die Unterschiede in den Rückwurfraten zwischen den verschiedenen Ländern und Fischarten sind unter anderem Unterschiede in den kulturellen Hintergründen und dem Verhalten der Freizeitfischer, der die Freizeitfischerei betreffenden nationalen Gesetzgebung und den Fangraten (Aas et al., 2002; Sullivan, 2002; Arlinghaus et al., 2007; Ferter et al., 2013a). So bestätigen die Ergebnisse dieser Studie, die bereits in anderen Studien festgestellten Muster, dass das F&Z – insbesondere auch das freiwillige und vollständige F&Z – in vielen englischsprachigen Industrienationen (in diesem Fall England) eine sehr gängige Praxis ist, wohingegen Freizeitfischer in Süd- und Osteuropa (in diesem Fall Portugal und Polen) konsumorientierter sind und die meisten Fische für den persönlichen Verzehr fangen, was sich in niedrigeren Rückwurfraten widerspiegelt (Policansky, 2002; Arlinghaus et al., 2007; Veiga et al., 2010).

Allerdings können sich die Rückwurfraten in der Freizeitfischerei nicht nur zwischen Fischarten und Ländern unterscheiden, sondern auch von Jahr zu Jahr schwanken. Beispielsweise variierten die Rückwurfraten in der deutschen Freizeitfischerei auf Ostseedorsch in den Jahren 2009-2012 zwischen 27 % und 60 % (Strehlow et al., 2012; Ferter et al., 2013b; **Kapitel 2**). Mögliche Erklärungen für diese Schwankungen sind Veränderungen der Bestandsgröße und -struktur. Durch einen starken Geburtsjahrgang im Jahr 2008 erhöhte sich im darauffolgenden Jahr die Abundanz juveniler Dorsche in der westlichen Ostsee und somit auch die Fangraten, insbesondere untermaßiger Fische, wodurch es zu einer Verdoppelung der Rückwurfraten kam (Strehlow et al., 2012).

Weiterhin kann es aber auch kurzfristig zu Veränderungen der Rückwurfraten durch Änderungen in der jeweiligen Gesetzgebung kommen, z.B. Veränderungen von Mindestmaßen oder Tagesfangbegrenzungen (Pickett et al., 1995; Harper et al., 2000). Auch kontinuierliche Veränderungen des Verhaltens der Freizeitfischer über einen längeren Zeitraum, beispielsweise Änderungen der Wertevorstellungen, Konsumorientierung oder des Spezialisierungsgrades, können zu Änderungen der Rückwurfraten führen (Sutton & Ditton, 2001; Fedler, 2002; Sutton, 2003).

Die Unterschreitung des gesetzlich festgelegten Mindestmaßes war für 96 % aller Rückwürfe in der deutschen Dorschangelfischerei in der westlichen Ostsee verantwortlich. Weitere Gründe waren die Unterschreitung persönlich festgelegter Mindestmaße oberhalb des gesetzlichen Mindestmaßes (1,8 %) und der Fang zu vieler (0,9 %), laichender (0,6 %) oder kranker (0,6 %) Dorsche (Fertter et al., 2013b; **Kapitel 2**). Auch in anderen Ländern (z.B. Norwegen und Portugal) und bei anderen Fischarten (z.B. Wolfsbarsch und Pollack)

war einer der Hauptgründe für den Rückwurf eine zu geringe Größe der gefangenen Fische (Veiga et al., 2010; Ferter et al., 2013a, b; **Kapitel 2**). Für den Kabeljau wurden noch weitere Gründe für den Rückwurf identifiziert. So nannten Angeltouristen in Nordnorwegen als Rückwurfgründe auch, dass sie vollständiges F&Z praktizieren, den Fang von zu großen Fischen oder dass sie die gefangene Fischart nicht mochten (Ferder et al., 2013a).

Die in dieser Studie gesammelten Daten waren zum Zeitpunkt der Datenerhebung die besten verfügbaren Daten. Trotzdem sollte bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden, dass die Informationen aus verschiedenen Studien und Datenerhebungsprogrammen aus unterschiedlichen Ländern mit unterschiedlicher Qualität stammen. Hierdurch können die ermittelten Rückwurfraten unterschiedliche Levels an zufälligen und systematischen Fehlern aufweisen, die von der Erhebungsmethodik abhängen (Pollock et al., 1994). Um die Güte der Daten beurteilen zu können, wird idealerweise ein Maß für die Unsicherheit angegeben (z.B. der Standardfehler); dies war aber nur für einen Teil der gesammelten Daten verfügbar, wodurch ein Vergleich einzelner Rückwurfraten und der Datenqualität zwischen verschiedenen Ländern erschwert wird (Ferder et al., 2013b; **Kapitel 2**).

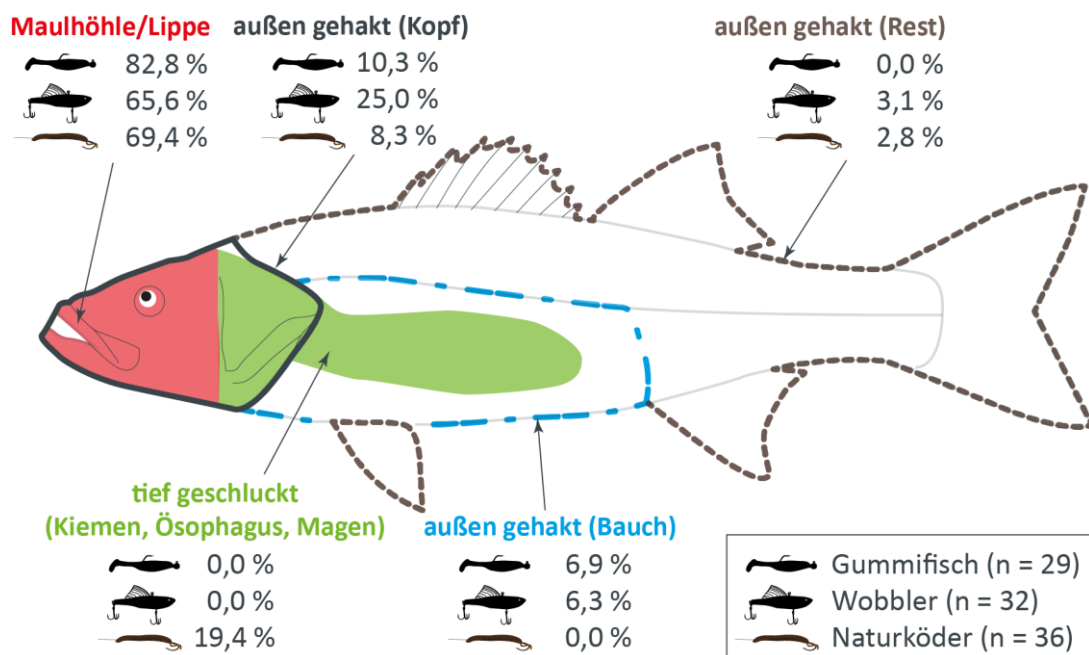
### **1.3.2 Ermittlung von Rückwurfsterblichkeitsraten und Identifizierung wesentlicher Sterblichkeitsfaktoren beim Wolfsbarsch**

Zur Ermittlung der Sterblichkeitsraten und zur Identifizierung wesentlicher Faktoren, die die Sterblichkeit nach dem F&Z beim Europäischen Wolfsbarsch beeinflussen, wurden insgesamt drei Experimente in der Kreislaufanlage einer Aquakultur durchgeführt (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). In Experiment 1 sollten sowohl Rückwurfsterblichkeitsraten in der Wolfsbarschangelfischerei mit gängigen Angelmethoden und Ködertypen (passives Naturködangeln mit Wattwurm (*Arenicola marina* L.) sowie aktives Kunstködangeln mit zwei verschiedenen Kunstködern – Gummifisch und Wobbler) im Rahmen einer 10-tägigen Hälterungsperiode ermittelt als auch grundlegende Faktoren, die die Sterblichkeit nach dem Zurücksetzen beeinflussen, identifiziert werden (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**).

Es zeigte sich, dass die Rückwurfsterblichkeit signifikant von der Angelmethode bzw. dem Ködertyp abhing (Nullhypothese ( $H_0$ ): Kein signifikanter Einfluss des Ködertyps (Naturköder, Gummifisch, Wobbler) auf die Rückwurfsterblichkeit; „Markov-Chain-Monte-Carlo generalisiertes lineares gemischtes Modell“ (MCMC-GLMM): Naturköder vs. Gummifisch =  $p\text{-MCMC} < 0,05$ ; Naturköder vs. Wobbler =  $p\text{-MCMC} < 0,01$ ). Während die Rückwurfsterblichkeit beim passiven Naturködangeln nach der 10-tägigen

Hälterungsperiode in der Kreislaufanlage bei 13,9 % (95 % Konfidenzintervall (95 % KI) = 4,7-29,5 %) lag, betrug die Sterblichkeit für alle auf Kunstköder (Gummifisch und Wobbler) gefangenen Wolfsbarsche 0,0 % (95 % KI = 0,0-5,9 %). Keiner der Kontrollfische starb während der 10-tägigen Hälterungsperiode (Sterblichkeit: 0,0 %; 95 % KI = 0,0-7,1 %).

Ursächlich für die signifikant höhere Rückwurfsterblichkeit bei den auf Naturködern gefangenen Wolfsbarschen war eine signifikant höhere Wahrscheinlichkeit, dass der Naturköder und somit auch der Haken im Vergleich zu den Kunstködern tief heruntergeschluckt wurde und die Wolfsbarsche in lebenswichtigen Organen (z.B. Kiemen, Ösophagus oder Magen) gehakt waren ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied in der Wahrscheinlichkeit Natur- und Kunstköder tief herunterzuschlucken; Exakter Test nach Fisher:  $p < 0,01$ ). Während beim Naturköderangeln 19,4 % der Wolfsbarsche den Köder tief heruntergeschluckt hatten, kam dies beim Kunstköderangeln (Gummifisch und Wobbler) bei keinem Fisch vor (Abb. 4; Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Verletzungen von lebenswichtigen Organen führten wiederum zu starken Wundblutungen, die als signifikante Sterblichkeitsfaktoren identifiziert wurden ( $H_0$ : Kein signifikanter Einfluss von Wundblutungen auf die Rückwurfsterblichkeit; MCMC-GLMM:  $p\text{-MCMC} < 0,05$ ).



**Abb. 4:** Inzidenzen der anatomischen Hakenpositionen für mit Kunstködern (Gummifisch, Wobbler) und Naturköder (Wattwurm – *Arenicola marina* L.) gefangene Wolfsbarsche aus Experiment 1. In Anlehnung (übersetzt und modifiziert) an [Lewin et al., 2018](#); **Kapitel 3**.

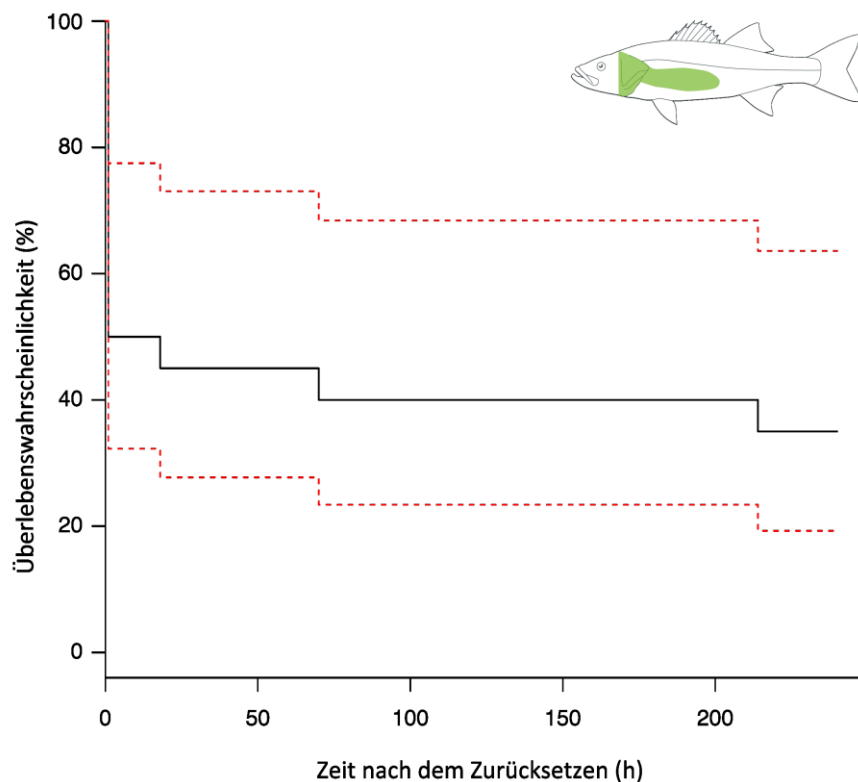
Ein möglicher Grund für das im Vergleich zu Kunstködern erhöhte Risiko des tiefen Herunterschluckens von Naturködern und der damit verbundenen höheren



Rückwurfsterblichkeit ist, dass natürliche Köder stärker die natürliche Nahrung der Fische repräsentieren und somit schneller als Nahrung akzeptiert und aufgenommen werden als künstliche Köder (Butcher et al., 2006; 2008). Weiterhin werden für das Naturköderangeln meistens passive Angelmethoden verwendet, bei denen der Angler den Köder nicht aktiv bewegt, wodurch der Fisch mehr Zeit hat, den Köder aufzunehmen und herunterzuschlucken (Schisler & Bergersen, 1996; DuBois & Kuklinski, 2004; Reeves & Bruesewitz, 2007). Zusätzlich dauert es bei passiven Angelmethoden häufig auch länger, bis der Angler den Anbiss des Fisches bemerkt und reagiert, z.B. weil er die Angelrute nicht in der Hand hält oder durch eine lose Schnur der Kontakt zum Köder nicht direkt besteht, wodurch der Fisch wiederum mehr Zeit hat, den Köder aufzunehmen und herunterzuschlucken (Schill, 1996; DuBois & Kuklinski, 2004; Lennox et al., 2015). In vielen vergleichbaren Studien hat sich bereits gezeigt, dass die Hakenposition im Fisch und die damit verbundenen Hakenverletzungen zu den Hauptfaktoren zählen, die die Rückwurfsterblichkeit von geangelten und zurückgesetzten Fischen beeinflussen (s. Übersichtsarbeiten von Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Cooke & Wilde, 2007; Hühn & Arlinghaus, 2011).

Um die Auswirkungen des tiefen Herunterschluckens des Köders auf die Rückwurfsterblichkeit beim Wolfsbarsch genauer zu untersuchen, wurde in einem weiteren Experiment (Experiment 3) das tiefe Herunterschlucken durch eine verzögerte Reaktion beim Anbiss gezielt provoziert (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Dabei bestätigte sich, dass der Anteil der Fische, die den Köder tief heruntergeschluckt hatten, erheblich von der Angelmethode und dem Verhalten des Anglers abhingen und Tiefschluckraten von bis zu 100 % beim passiven Naturköderangeln erreicht werden können. Weiterhin wurde, wie auch im ersten Experiment, eine sehr hohe Rückwurfsterblichkeit (Experiment 1: 71,4 %; 95 % KI = 29,0-96,3 %; Experiment 3: 76,5 %; 95 % KI = 50,0-93,2 %) für Wolfsbarsche mit tief heruntergeschlucktem Haken am Ende der 10-tägigen Hälterungsperiode festgestellt (Abb. 5; Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**).

Die Nekropsie der Fische zeigte, dass 85 % aller gestorbenen Wolfsbarsche, die den Köder tief heruntergeschluckt hatten, starke Verletzungen lebenswichtiger Organe, wie z.B. Magen, Leber, Herz und Kiemen aufwiesen, die auf den Haken bzw. das Hakenlösen zurückzuführen waren und höchstwahrscheinlich zum Tod führten (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**).



**Abb. 5:** Kaplan-Meier-Überlebenskurve, die die Überlebenswahrscheinlichkeit von Wolfsbarschen mit tief heruntergeschlucktem Haken (Hakenposition in Kiemen, Ösophagus, oder Magen) über die 10-tägige Hälterungsperiode zeigt. Die durchgezogene Linie stellt die Kaplan-Meier-Schätzung der Überlebensfunktion dar und die gestrichelten Linien das dazugehörige 95 % Konfidenzintervall. In Anlehnung (übersetzt und modifiziert) an [Lewin et al., 2018](#); **Kapitel 3**.

Ein weiterer Faktor, der die Rückwurfsterblichkeit beim Wolfsbarsch im ersten Experiment signifikant beeinflusste, war die Dauer der Luftexposition nach dem Landen und vor dem Zurücksetzen des Fisches (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Beim F&Z werden die Fische vom Angler häufig eine gewisse Zeit außerhalb des Wasser gehalten, um den Haken zu lösen, den Fisch zu vermessen oder auch um Fangfotos anzufertigen (Cooke & Suski, 2005; Pelletier et al., 2007). Die Luftexposition führt bei Fischen zu einer Reihe von physischen und physiologischen Beeinträchtigungen, die letale sowie nicht-letale Auswirkungen auf den Organismus haben können (Cooke et al., 2001; Suski et al, 2004; Cooke & Suski, 2005; Thompson et al., 2008).

In Experiment 1 zeigte sich, dass Wolfsbarsche, die nur kurz ( $\leq 30$  Sekunden) der Luft ausgesetzt waren, eine signifikant geringere Rückwurfsterblichkeit aufwiesen ( $H_0$ : Kein signifikanter Einfluss der Dauer der Luftexposition auf die Rückwurfsterblichkeit; MCMC-GLMM:  $p\text{-MCMC} < 0,01$ ) als Fische mit mittleren (31-60 Sekunden;  $p\text{-MCMC} > 0,05$ ) und langen ( $> 60$  Sekunden; Referenzkategorie) Luftexpositionen. Allerdings traten lange Luftexpositionen insbesondere bei Individuen auf, die den Köder tief heruntergeschluckt

hatten, da das Lösen des Hakens deutlich erschwert war und dadurch mehr Zeit in Anspruch genommen hat, wodurch die Fische länger der Luft ausgesetzt waren. Um die Auswirkungen extensiver Luftexpositionen (180 und 300 Sekunden) nach dem Fang auf die Rückwurfsterblichkeit der Wolfsbarsche genauer zu untersuchen, wurde daher noch ein weiteres Experiment (Experiment 2) durchgeführt. Für dieses Experiment wurden nur Fische verwendet, die im Maul gehakt waren und keine signifikanten Hakenverletzungen aufwiesen, um mögliche Effekte der Hakenverletzungen auf die Rückwurfsterblichkeit und Wechselwirkungen zwischen beiden Faktoren zu minimieren (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**).

Es zeigte sich, dass Wolfsbarsche unter den gegebenen Untersuchungsbedingungen relativ robust gegenüber langen Luftexpositionen waren. Bei Fischen, die nach dem Fang 180 Sekunden der Luft ausgesetzt waren, betrug die Rückwurfsterblichkeit nach der 10-tägigen Hälterungsperiode 0 % (95 % KI = 0,0-16,8 %) und bei Fischen mit einer 300-sekündigen Luftexposition 10 % (95 % KI = 0,3-44,5 %), wobei sich die Rückwurfsterblichkeitsraten nicht signifikant unterschieden ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied in der Rückwurfsterblichkeit zwischen 180 und 300 Sekunden Luftexposition; Exakter Test nach Fisher:  $p > 0,05$ ; Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Ähnliche Toleranzen gegenüber extensiven Luftexpositionen konnten bereits für andere Fischarten, beispielsweise für Goldbrassen (*Sparus aurata* L.; Arends et al., 1999) oder Forellen- und Schwarzbarsche (*Micropterus salmoides* Lacepède und *Micropterus dolomieu* Lacepède; White et al., 2008) nachgewiesen werden. Trotzdem sollte die Luftexposition eines Wolfsbarsches während des F&Z möglichst minimiert werden, denn auch wenn sie nicht direkt zu Sterblichkeit führt, sind negative Wechselwirkungen mit anderen Sterblichkeitsfaktoren wahrscheinlich (Gingerich et al., 2007). Außerdem kann die Luftexposition zu negativen nicht-letalen Auswirkungen führen (Cook et al., 2015) oder die Fähigkeiten des Fisches verringern, nach dem Zurücksetzen in einem natürlichen Habitat vor Prädatoren zu flüchten (Schreer et al., 2005; Arlinghaus et al., 2009; Lennox et al., 2017).

Experimentelle Untersuchungen von Sterblichkeitsraten und -faktoren unter kontrollierten Hälterungsbedingungen können sehr wertvolle Informationen liefern, z.B. zu letalen und nicht-letalen Schwellenwerten und Endpunkten spezifischer Faktoren (Cooke & Schramm, 2007). Trotzdem ergeben sich aufgrund der unnatürlichen, kontrollierten Bedingungen häufig auch eine Vielzahl von Einschränkungen, die es bei der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen gilt (Pollock & Pine III, 2007; Donaldson et al., 2008; Rogers et al., 2014). Beispielsweise wurden bei der Durchführung der Experimente im Rahmen dieser

Studie die Umweltbedingungen in der Kreislaufanlage konstant gehalten. Viele andere Studien haben aber bereits gezeigt, dass Variationen der Umweltbedingungen, z.B. der Wassertemperatur, erhebliche Einflüsse auf die letalen und nicht-letalen Auswirkungen des F&Z haben können (s. Übersichtsarbeiten von Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Arlinghaus et al., 2007; Cooke & Wilde, 2007; Hühn & Arlinghaus, 2011; Raby et al., 2014). Weiterhin wurden für diese Studie unter Aquakulturbedingungen aufgezogene Wolfsbarsche verwendet, die sich hinsichtlich Morphologie, Physiologie, Verhalten und Stressresistenz von Wildfischen unterscheiden können (Salonius & Iwama, 1993; Brown & Day, 2002). Zukünftige Studien sollten daher die hier gewonnenen Ergebnisse mit Hilfe von Markierungs- oder Telemetriestudien unter natürlichen Umweltbedingungen validieren (Pollock & Pine III, 2007; Donaldson et al., 2008) sowie auch potenzielle nicht-letale Auswirkungen des F&Z, wie z.B. physiologische Stressreaktionen (Cooke et al., 2013), Verhaltensänderungen (Thorstad et al., 2004; Baktoft et al., 2013) und verringerte Wachstums- oder Reproduktionsraten (Diodati & Richards, 1996; Suski et al., 2003; Siepker et al., 2006, 2009; Pinder et al., 2016) untersuchen.

### **1.3.3 Ermittlung von Rückwurfsterblichkeitsraten und Identifizierung wesentlicher Sterblichkeitsfaktoren beim Aal**

Für den Europäischen Aal wurde die Ermittlung der Rückwurfsterblichkeitsraten und Identifizierung wesentlicher Sterblichkeitsfaktoren nach dem F&Z im Rahmen eines Angelexperiments in einer semi-natürlichen Teichanlage durchgeführt, welche 19-50 Tage vor dem Versuchsbeginn mit individuell markierten Aalen besetzt wurde (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**). Durch den großen Zeitabstand zwischen der Markierung und dem Start des Angelexperiments konnten potenzielle Auswirkungen des invasiven Markierungsprozesses auf die Sterblichkeit oder das Verhalten der Fische minimiert werden (Klefoth et al., 2008; Baktoft et al., 2013; Ferter et al., 2015b). Zur Bestimmung der Rückwurfsterblichkeitsraten wurde nach dem Fang eine Kurzzeithälterung ( $\leq 72$  h) in im Teich platzierten Setzkeschern und eine anschließende Langzeithälterung (43-65 Tage) in der Teichanlage miteinander kombiniert (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**). Dieses Versuchsdesign erlaubte einerseits eine genaue Untersuchung der Kurzzeitsterblichkeit unter kontrollierten Hälterungsbedingungen, verringerte aber andererseits das Risiko von potenziellen Störfaktoren, verursacht durch eine längerfristige Hälterung in Gefangenschaft, die sich auf die Sterblichkeit, das Verhalten und den physischen Zustand der Fische auswirken kann (Pollock & Pine III, 2007; Donaldson et al., 2008; Rogers et al., 2014).

Trotzdem sollten bei der Betrachtung der Ergebnisse mögliche Effekte durch die Handhabung der Aale während des Versuchs und die Kurzzeithälterung in den Setzkeschern berücksichtigt werden.

Während des Versuchszeitraums wurden insgesamt 110 Aale mit typischen Aalangelmethoden geangelt und parallel 38 Kontrollfische schonend mit Reusen in der Teichanlage gefangen. Die Kontrollgruppe diente dazu, die Effekte der Handhabung und der Hälterung der Fische von den eigentlichen Effekten des F&Z separieren zu können (Pollock & Pine III, 2007). Zusätzlich zur Kontrollgruppe umfasste das Versuchsdesign insgesamt 6 Versuchsgruppen und zwar jeweils für zwei Hakengrößen (Größe 1 und 6): (i) vorne gehakt (Lippen, Kiefer oder Maulhöhle), (ii) tief geschluckt (Kiemen, Oesophagus oder Magen) und Haken im Aal belassen (Schnur abgeschnitten) oder (iii) tief geschluckt und Hakenlöseversuch durchgeführt (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).

Die Kurzzeitsterblichkeit ( $\leq 72$  h) der geangelten und zurückgesetzten Aale variierte je nach Hakengröße, Hakenposition und Hakenlösepraxis zwischen 0,0 % und 18,2 % nach der 72-stündigen Hälterung in den Setzkeschern, wohingegen keiner der Kontrollfische starb (Tabelle 1). In Weltersbach et al. (2016; **Kapitel 5**) wurden ähnliche Kurzzeitsterblichkeitsraten ( $\leq 72$  h) für den Aal festgestellt, allerdings lag der Fokus der Studie auf der Untersuchung der Hakenausstoßungsraten und des Ausstoßungsmechanismus. Außerdem schloss das Versuchsdesign keine Kontrollgruppe mit ein, so dass mögliche Effekte durch die regelmäßige Handhabung der Aale und die Hälterungsbedingungen nicht berücksichtigt werden konnten (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). Ansonsten existierten zum Zeitpunkt des Verfassens dieser Dissertation keine vergleichbaren Studien zu den Auswirkungen des F&Z auf den Aal oder andere Aalartige (Anguilliformes; s. Übersichtsarbeiten von Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Arlinghaus et al., 2007; Cooke & Wilde, 2007; Hühn & Arlinghaus, 2011; Raby et al., 2014).

Mit Hilfe eines generalisierten linearen gemischten Modells (GLMM) wurden die Effekte der Totallänge der Aale, Wassertemperatur zum Fangzeitpunkt, Hakenposition im Aal, Hakengröße, Vorhandensein von Wundblutungen, Hakenlösepraxis und den daraus resultierenden Interaktionen auf die Kurzzeitsterblichkeit ( $\leq 72$  h) untersucht. Die Analyse ergab, dass nur das Vorhandensein von Wundblutungen einen signifikanten Effekt auf die Kurzzeitsterblichkeit ( $\leq 72$  h) hatte ( $H_0$ : Kein signifikanter Einfluss von Wundblutungen auf die Kurzzeitsterblichkeit; GLMM:  $z = 2.2$ ;  $p < 0,05$ ), wohingegen alle anderen untersuchten

Faktoren keinen signifikanten Effekt hatten. Hakenverletzungen und damit verbundene Wundblutungen wurden bereits im Rahmen dieser Dissertation für den Wolfsbarsch als wesentliche Sterblichkeitsfaktoren ermittelt (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**) und auch in vielen vergleichbaren Studien als Hauptfaktoren identifiziert, die die Sterblichkeit von Fischen nach dem F&Z beeinflussen (s. Übersichtsarbeiten von Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Arlinghaus et al., 2007; Cooke & Wilde, 2007; Hühn & Arlinghaus, 2011). Auch wenn die Hakenlösepraxis und die Hakenposition bei der Analyse nicht als signifikante Einflussfaktoren auf die Kurzzeitsterblichkeit nach dem F&Z identifiziert wurden, waren beide Faktoren eng mit dem Auftreten von Wundblutungen assoziiert. Das Hakenlösen beziehungsweise der Versuch, den Haken zu lösen, erhöhte das Risiko und die Schwere von Verletzungen durch den Haken und daraus resultierende Wundblutungen, insbesondere bei Aalen mit tief heruntergeschlucktem Haken, im Vergleich zu Aalen, bei denen kein Hakenlöseversuch unternommen und die Schnur am Maul abgeschnitten wurde. Weiterhin konnte der Haken trotz Hakenlöseversuch bei den meisten Aalen (77 %), die den Haken tief heruntergeschluckt hatten, nicht gelöst werden (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**). Das Lösen von tief heruntergeschluckten Haken ist bei Aalen aufgrund des schlanken, schlangenförmigen Körpers, der besonders stark ausgeprägten Schleimschicht und ihrer extremen Beweglichkeit deutlich schwerer als bei anderen Fischarten (Tesch, 2003; Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). Angler sollten daher bei Aalen, die den Haken tief heruntergeschluckt haben, die Schnur möglichst nahe am Maul abschneiden und den Haken im Aal belassen, um das Verletzungsrisiko zu senken und zusätzlichen Stress bei der Handhabung zu vermeiden (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).

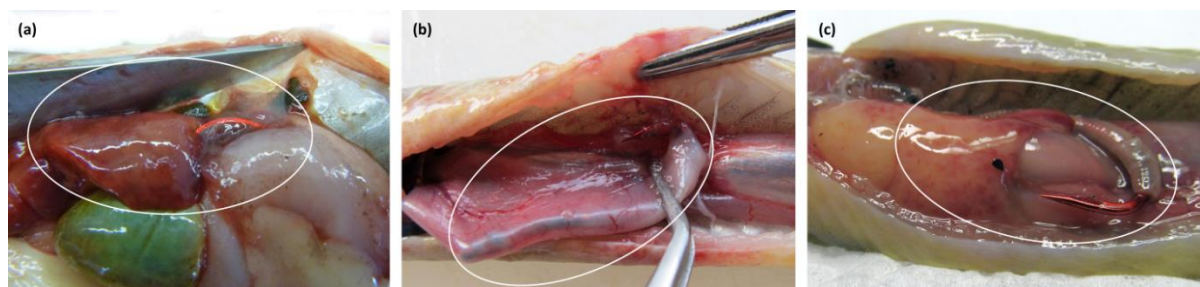
Die bereinigten Gesamtsterblichkeitsraten (Kombination von Kurz- und Langzeitsterblichkeit unter Berücksichtigung der Sterblichkeit in der Kontrollgruppe) variierten nach  $\geq 43$  Tagen Hälterung in Abhängigkeit von der Hakengröße und -position, sowie Hakenlösepraxis zwischen 8,4 % und 64,4 % (Tabelle 1; Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**). Auffällig war, dass für Aale, die den großen Einzelhaken tief heruntergeschluckt hatten und bei denen ein Hakenlöseversuch durchgeführt wurde, aber auch bei Individuen, bei denen die Schnur am Maul abgeschnitten wurde, die Gesamtsterblichkeitsraten höher ausfielen als für die restlichen Versuchsgruppen (Tabelle 1). Eine mögliche Erklärung hierfür ist, dass große Haken stärkere Hakenverletzungen verursachen, insbesondere wenn sie tief heruntergeschluckt werden oder der Angler versucht, den Haken zu lösen (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).

**Tabelle 1:** Darstellung der (i) Anzahl Aale zu Versuchsbeginn ( $n$ ), Anzahl toter Aale und Kurzzeitsterblichkeit (%) mit 95 % Konfidenzintervallen (KI) für die 72-stündige Hälterung in Setzkeschern und (ii) Anzahl Aale zu Versuchsbeginn ( $n$ ), Anzahl toter (geborgener) Aale ( $n$ ), Anzahl nicht geborgener Aale ( $n$ ), Anteil (%) toter und nicht geborgener Aale und bereinigte Langzeitsterblichkeit (> 72 h in %) mit 95 % KI für die Hälterung in der Teichanlage sowie (iii) bereinigte Gesamtsterblichkeit (%) mit 95 % KI. Die Daten der geangelten Aale wurden nach Hakengröße und Hakenposition sowie bei Fischen, die den Haken tief heruntergeschluckt hatten, nach Hakenlösepraxis gruppiert. In Anlehnung (übersetzt) an [Weltersbach et al., 2018 \(CC BY 4.0\)](#); **Kapitel 4**.

	Kurzzeitsterblichkeit ( $\leq 72$ h)			Langzeitsterblichkeit (> 72 h)					Ber. Gesamtsterblichkeit (KI) [%]
	$n$	Tot [ $n$ ]	Sterblichkeit $\leq 72$ h (KI) [%]	$n$	Tot [ $n$ ]	Nicht geborgener [ $n$ ]	Tot und nicht geborgener [%]	Ber. Sterblichkeit > 72 h (KI) [%]	
Kontrolle	38	0	0,0 (0,0-9,3)	38	5	7	31,6	n. a.	n. a.
Kleiner Haken, vorne, gelöst	14	1	7,1 (0,2-33,9)	13	1	4	38,5	6,9 (0,0-38,2)	14,0 (1,7-42,5)
Kleiner Haken, tief, Schnur geschnitten	28	4	14,3 (4,0-32,7)	24	5	2	29,2	0,0 (0,0-23,9)	14,3 (4,0-32,7)
Kleiner Haken, tief, Hakenlöseversuch	11	1	9,1 (0,2-41,3)	10	1	2	30,0	0,0 (0,0-33,5)	9,1 (0,2-41,3)
Großer Haken, vorne, gelöst	10	0	0,0 (0,0-30,8)	10	1	3	40,0	8,4 (0,0-43,7)	8,4 (0,1-42,5)
Großer Haken, tief, Schnur geschnitten	36	6	16,7 (6,4-32,8)	30	3	9	40,0	8,4 (0,0-31,7)	25,1 (12,2-42,3)
Großer Haken, tief, Hakenlöseversuch	11	2	18,2 (2,3-51,8)	9	3	4	77,8	46,2 (13,7-78,7)	64,4 (31,4-89,5)

Weiterführende Analysen hierzu waren allerdings nicht möglich, da sich die Bergung toter Aale beziehungsweise der Wiederfang überlebender Aale in der Teichanlage am Ende des Experiments schwierig gestaltete. Trotz mehrfacher Elektrofischung sowie dem vollständigen Ablassen und Durchsuchen der Teichanlage nach Versuchsende konnte der Verbleib und somit auch der Zustand einiger Fische nicht geklärt werden. Mögliche Gründe hierfür könnten sein, dass sich überlebende Aale tief im Schlamm oder in der Vegetation der Teichanlage versteckt haben und trotz systematischer Suche nicht gefunden wurden, oder dass tote Aale auf den Grund der Teichanlage abgesunken sind und sich zersetzt haben, bevor sie gefunden werden konnten (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).

Die Nekropsie aller geborgenen, toten Aale, die den Haken tief heruntergeschluckt hatten, zeigte, dass die Haken in den meisten Fällen (79 %) den Oesophagus, Magen oder Blinddarm (Caecum) durchstoßen hatten, wodurch Löcher und Risse unterschiedlicher Größe entstanden (Abb. 6 a, b, c). Durch die Verletzungen kam es in vielen Fällen zu inneren Blutungen und dem Austritt von Nahrungsbrei bzw. Magensaft in die Bauchhöhle, wodurch es vermutlich durch die daran gebundenen pathologischen Sekundäreffekte zum Tod der Aale kam (Borucinska et al., 2002; DuBois & Pleski, 2007; Margenau, 2007). Bei einigen Aalen penetrierten die Haken nicht nur den Verdauungstrakt, sondern auch angrenzende Gewebe (Abb. 6 b) und andere lebenswichtige Organe (Abb. 6 a), wie z.B. Herz, Leber und Kiemen, was innerhalb kurzer Zeit zum Tod führte (McGrath et al., 2011a).



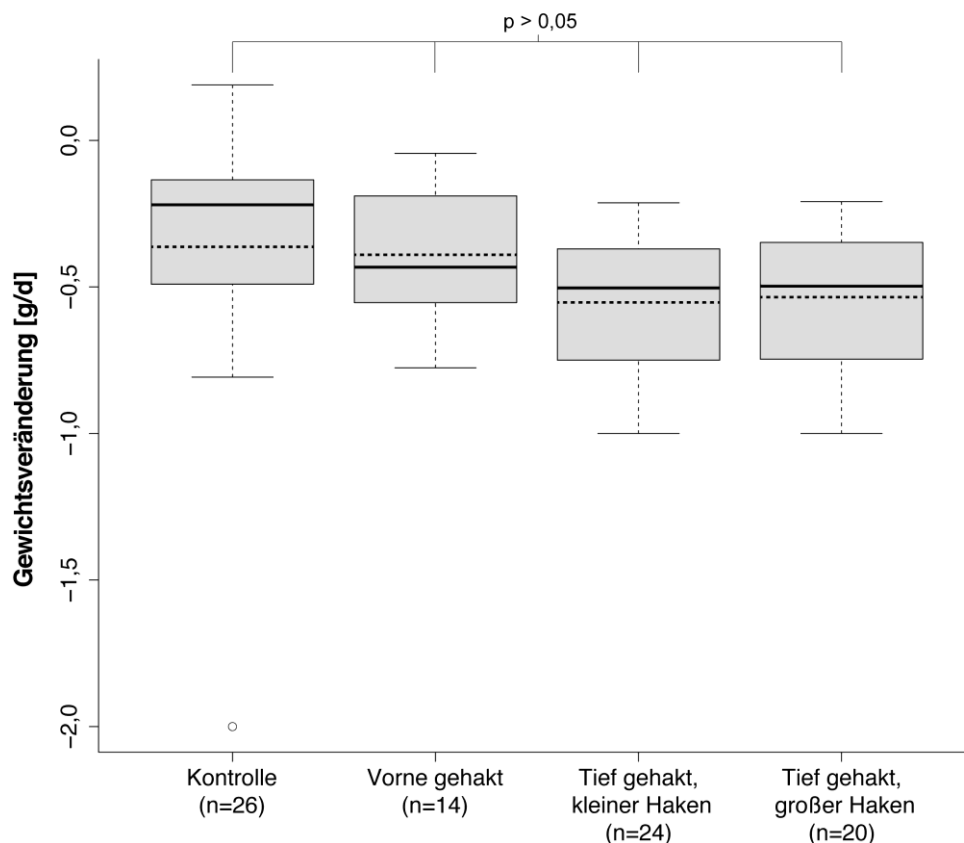
**Abb. 6:** Hakenpositionen und Hakenverletzungen von drei Aalen, die den Haken tief heruntergeschluckt hatten und bei denen der Haken im Aal belassen und die Schnur am Maul abgeschnitten wurde. Bei allen drei Aalen haben die Haken die Magenwand durchstoßen, bei Aal (a) hat der Haken zusätzlich die Leber punktiert und bei Aal (b) die Bauchdecke. In Anlehnung (modifiziert) an [Weltersbach et al., 2016](#) (CC BY 4.0); **Kapitel 5**.

#### 1.3.4 Nicht-letale Auswirkungen des Rückwurfs und Hakenausstoßung beim Aal

Zusätzlich zur Ermittlung von Rückwurfsterblichkeitsraten sollten im Rahmen des Aalangelexperiments auch nicht-letale Auswirkungen des F&Z auf die physische Kondition der Aale untersucht werden (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).



Insgesamt kam es beim Großteil der Aale (inklusive Kontrollfische), die die Langzeithälterung (43-65 Tage) überlebt haben und aus der Teichanlage geborgen werden konnten, zu einer Gewichtsreduktion (Abb. 7). Dies könnte darauf hinweisen, dass die Habitatbedingungen und die Beuteverfügbarkeit in der Teichanlage während der Langzeithälterung nicht optimal waren, und verringert die Aussagekraft der Ergebnisse. Zwar waren die durchschnittlichen Gewichtsveränderungen der geangelten und zurückgesetzten Aale – insbesondere derer, die den Haken tief heruntergeschluckt hatten – höher als die der Kontrollfische (Abb. 7), doch waren diese Unterschiede nicht signifikant ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der mittleren Gewichtsveränderungen zwischen Kontrollfischen, vorne gehakten Fischen und tief gehakten Fischen (getrennt nach kleine und große Haken); ANOVA:  $F = 2,5$ ;  $p > 0,05$ ; Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).



**Abb. 7:** Vergleich der Gewichtsveränderungen (g/d) der Kontrollfische sowie der geangelten und zurückgesetzten Aale nach der Langzeithälterung (43-65 Tage) in der Teichanlage. Die gestrichelten Linien in den Boxen repräsentieren die Mittelwerte und die durchgezogenen Linien die Mediane der Gewichtsveränderungen. Der p-Wert zeigt das nicht signifikante Ergebnis einer ANOVA zum Vergleich der mittleren Gewichtsveränderungen der verschiedenen Versuchsgruppen.

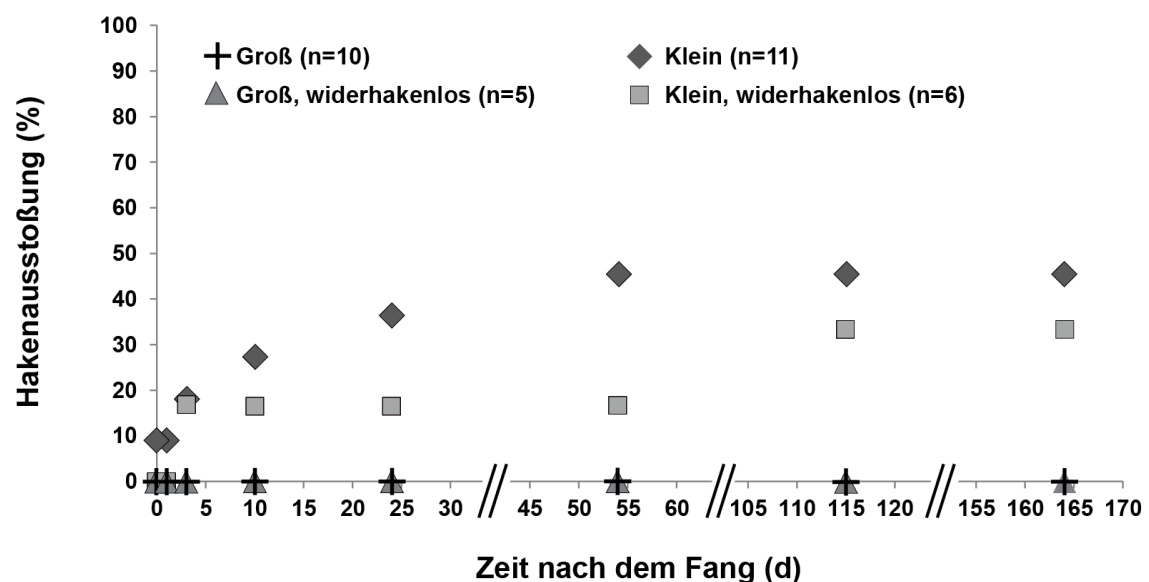
Trotzdem könnte dies ein Hinweis darauf sein, dass das F&Z einen negativen Einfluss auf die Kondition und das Wachstum der Aale hatte, so wie es schon für andere Fischarten beschrieben wurde (Mason & Hunt, 1967; Hulbert & Engstrom-Heg, 1980; Jenkins, 2003). Mögliche Gründe hierfür wären durch die Angelhaken bedingte Verletzungen des Verdauungssystems oder Entzündungen aufgrund der im Verdauungstrakt verbliebenen Angelhaken, die die Aufnahme, Verdauung und Assimilation von Nahrung erschweren können (Broadhurst et al., 2007; Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). Zukünftig sollten daher weitere Studien die nicht-letalen Auswirkungen des F&Z auf das Wachstum, Verhalten und die Reproduktion von Aalen unter möglichst natürlichen Bedingungen untersuchen, z.B. mit Hilfe von Biotelemetrie- und Markierungsexperimenten und Nutzung von physiologischen Stressindikatoren (Pollock & Pine III, 2007; Donaldson et al., 2008; Cooke et al., 2013).

Angler fangen regelmäßig Fische, die den Haken tief heruntergeschluckt haben, aber z.B. aufgrund gesetzlicher Bestimmungen zurückgesetzt werden müssen. Dies trifft insbesondere für die Aalangelfischerei zu, da die typischen Aalangelmethoden (nächtliches, passives Naturköderangeln mit relativ kleinen Ködern am Gewässergrund) und das Nahrungsaufnahmeverhalten des Aals (schnelles Herunterschlucken der Beute) häufig dazu führen, dass Aale den Köder samt Haken tief herunterschlucken, bevor es der Angler wahrnimmt (Tesch, 2003; M.S. Weltersbach, pers. Komm.). Wenn ein Fisch den Haken tief heruntergeschluckt hat und trotzdem zurückgesetzt werden soll, ist es häufig gängige angelfischereiliche Praxis, den Haken im Fisch zu belassen und die Angelschnur möglichst nahe am Maul abzuschneiden (Fobert et al., 2009). Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Rückwurfsterblichkeit bei tief heruntergeschluckten Haken für viele Fischarten geringer ist, wenn der Haken im Fisch belassen und kein Hakenlöseversuch unternommen wird (z.B. Tsuboi et al., 2006; Butcher et al., 2007; Fobert et al., 2009; Grixti et al., 2010). Außerdem konnte für einzelne Fischarten nachgewiesen werden, dass sie häufig in der Lage sind, verschluckte Haken, die im Fisch belassen wurden, wieder auszustoßen (s. Übersichtsarbeit von Hall et al., 2009). Für den Europäischen Aal oder andere Aalartige (Anguilliformes) existierten solche Untersuchungen aber bislang nicht.

Im Rahmen dieses Promotionsvorhabens wurde daher mittels Röntgentechnik der Hakenausstoßungsprozess beim Aal untersucht und Hakenausstoßungsraten für vier verschiedene Hakengrößen bzw. Konfigurationen quantifiziert (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). Hierzu wurden 32 in einem norwegischen See geangelte Aale mit einer Totallänge von 31-50 cm verwendet, die den Haken tief heruntergeschluckt hatten und bei

denen die Vorfachschnur nach dem Fang direkt am Maul abgeschnitten wurde. Für den Fang wurden konventionelle Einzelhaken (Gamakatsu© LS-3113R) der Größe 2 (groß) und 6 (klein) verwendet, wobei ein Teil der Aale auf Haken gefangen wurde, bei denen die Widerhaken durch Andrücken entfernt wurden. Um den Hakenausstoßungsprozess und die Hakenausstoßungsraten zu evaluieren, wurden die Aale am Fangtag individuell markiert und 0, 1, 3, 10, 24, 54, 115 und 163 Tage nach dem Fang unter Betäubung geröntgt. Zwischen den Röntgenintervallen wurden die Fische in einem kontinuierlich mit frischem Flusswasser versorgten Becken gehältert (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**).

Die Analyse der Röntgenaufnahmen zeigte, dass die Hakenausstoßungsraten je nach Hakenversion zwischen 0,0 % und 45,5 % variierten (Abb. 8). Während die Hakenausstoßungsrate bei den auf kleine Haken gefangenen Aalen insgesamt bei 41,2 % lag, hat keiner der auf große Haken gefangenen Aale den Haken während der 163-tägigen Hälterungszeit ausgestoßen (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). Dies führte zu einer signifikant höheren Hakenausstoßungsrate für kleine Haken im Vergleich zu den großen Haken ( $H_0$ : Kein signifikanter Einfluss der Hakengröße auf die Hakenausstoßungsrate; Firths generalisiertes lineares Model:  $\chi^2 = 11,4$ ;  $p < 0,001$ ), wohingegen das Vorhandensein oder Nichtvorhandensein von Widerhaken keinen signifikanten Einfluss auf die Hakenausstoßung hatte ( $H_0$ : Die Hakenausstoßungsrate ist unabhängig vom Vorhandensein oder Nichtvorhandensein von Widerhaken; Exakter Test nach Fisher:  $p > 0,05$ ).



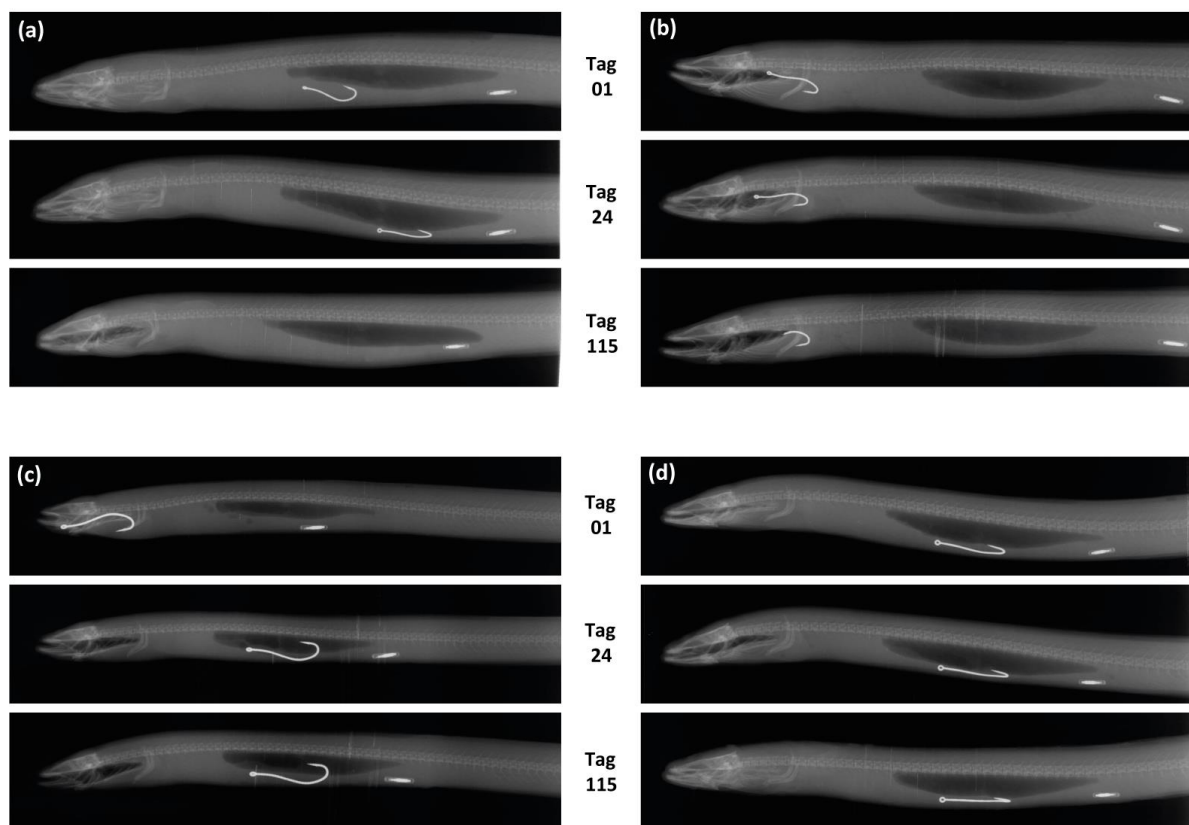
**Abb. 8:** Kumulative Hakenausstoßungsraten (%) für vier verschiedene Hakenversionen (kleiner (Größe 6) und großer (Größe 2) Einzelhaken, jeweils mit und ohne Widerhaken) über den Hälterungszeitraum von 163 Tagen. Ab Tag 10 ist die Zeit nach dem Fang relativ zum Median des Fangdatums (21. Mai 2014) angegeben. Zur besseren Illustration wurde die Zeitachse dreimal unterbrochen. In Anlehnung (übersetzt) an [Weltersbach et al., 2016 \(CC BY 4.0\)](#); **Kapitel 5**.

Eine Übersichtsarbeit zu den Hakenausstoßungsraten von 11 marinen und limnischen Fischarten nach mehr als 4 Wochen zeigte, dass die Hakenausstoßungsraten fischartenspezifisch sind und zwischen 0 % und 77 % (Mittelwert: 42 %) schwankten (s. Übersichtsstudie von Hall et al., 2009, ergänzt durch McGrath et al., 2011a). In der vorliegenden Studie betrug die Hakenausstoßungsrate insgesamt 22 % am Ende der 163-tägigen Hälterungsperiode. In der Studie von Weltersbach et al. (2018; **Kapitel 4**) lag die Hakenausstoßungsrate nach einer durchschnittlichen Hälterungsdauer von 50 Tagen in einer semi-natürlichen Teichanlage bei 13,6 % und somit unter Berücksichtigung der kürzeren Hälterungszeit in einem ähnlichen Bereich (18,8 % nach 54 Tagen Hälterung in Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**; Abb. 8). Mögliche Erklärungen für die im Vergleich zu anderen Fischarten geringeren Hakenausstoßungsraten beim Aal könnten das natürliche Beutespektrum und die funktionelle Morphologie des Verdauungssystems des Aals liefern. Viele der untersuchten Fischarten mit hohen Hakenausstoßungsraten ernähren sich von hartschaligen Beutetieren (z.B. hartschaligen Mollusken und Krebstieren) und besitzen darauf spezialisierte Zahn-, Kiefer- und Verdauungsapparate, die es ihnen ermöglichen, sehr harte Materialien, wie z.B. Angelhaken, zu zerkleinern (Hall et al., 2009; Helfman et al., 2009). Aale hingegen ernähren sich überwiegend von kleinen Invertebraten und Fischen und besitzen keine entsprechend ausgeprägten Organe (Tesch, 2003).

Die Hakenausstoßungsrate nahm mit zunehmender Fischlänge signifikant zu ( $H_0$ : Kein signifikanter Einfluss der Fischlänge auf die Hakenausstoßungsrate; Firths generalisiertes lineares Model:  $\chi^2 = 5,2$ ;  $p < 0,05$ ). McGrath et al. (2011a) fanden auch eine positive Korrelation zwischen der Totallänge eines Fisches und der Hakenausstoßungsrate für eine australische Meerbrassenart (*Acanthopagrus australis* G.). Eine mögliche Erklärung hierfür ist das Verhältnis der Größe des Hakens zum Magen. Das Verhältnis von Hakengröße zu Magengröße ist beim Aal im Vergleich zu anderen Fischarten aufgrund ihres schlanken, schlangenförmigen Körperbaus relativ klein (Tesch, 2003). Um den Haken ausstoßen zu können, müssen Fische den Haken aber häufig im Magen drehen und dieser Prozess ist für kleine Haken und große Fische bzw. in einem großen Magen einfacher (McGrath et al., 2009; 2011a). Dies könnte auch erklären, warum die Hakenausstoßungsraten bei anderen Fischarten (Robert et al., 2012; Stein et al., 2012) oder auch bei größeren Aalen (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**) nicht signifikant durch die Hakengröße beeinflusst wurden.

Aale, die den Haken ausstoßen konnten, taten dies in den meisten Fällen (~ 71 %) innerhalb der ersten 24 Tage der Hälterung, mit Ausnahme von zwei Aalen, die ihre Haken zu einem

späteren Zeitpunkt ausstießen (Abb. 8). Dieses Ergebnis deckt sich mit Resultaten von vergleichbaren Studien mit anderen Fischarten, die zeigen, dass der größte Teil der Hakenausstoßung bei Fischen innerhalb relativ kurzer Zeit ( $< 4$  Wochen) nach dem Zurücksetzen stattfindet (Bugley & Shepherd, 1991; Diggles & Ernst, 1997; Broadhurst et al., 2007; Fobert et al., 2009; Stein et al., 2012). Während der Röntgenuntersuchungen wurde festgestellt, dass bei einem großen Teil der Aale im Verlauf der Hälterung die heruntergeschluckten Haken in den hinteren Magensack beziehungsweise Blinddarm gewandert waren (Abb. 9; Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). Dies könnte die Stagnation der Hakenausstoßungsraten nach wenigen Wochen erklären (Abb. 8), da Haken, die im hinteren Magenbereich liegen, aufgrund der Morphologie des Verdauungssystems des Aals vermutlich deutlich schwerer auszustoßen sind (Tesch, 2003). Ähnliche Beobachtungen konnten Broadhurst et al. (2007) bei australischen Meerbrassen (*Acanthopagrus australis* G.) mit tief heruntergeschluckten Haken nach einer 4-wöchigen Hälterungsperiode machen.



**Abb. 9:** Laterale Röntgenaufnahmen von vier Aalen mit tief heruntergeschlucktem Haken 1, 24 und 115 Tage nach dem Fang. Aal (a) hat den kleinen Haken (Größe 6) zwischen Tag 24 und 115 ausgestoßen. Bei Aal (b) ist der kleine Haken aufgrund von Korrosion durchgebrochen und ein Teil wurde ausgeschieden. Die Aale (c) und (d) haben beide den großen Haken (Größe 2) nicht ausgestoßen, aber im Gegensatz zu dem Haken in Aal (d), hat der Haken in Aal (c) seine Position während der Hälterung verändert. In Anlehnung (übersetzt) an [Weltersbach et al., 2016 \(CC BY 4.0\)](#); **Kapitel 5**.

Trotz regelmäßiger Röntgenuntersuchungen konnte der spezifische Hakenausstoßungsmechanismus in dieser Studie nicht direkt beobachtet werden (Abb. 9; Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). Auch in vergleichbaren Studien mit anderen Fischarten konnte der genaue Mechanismus noch nicht beschrieben werden, was darauf hinweist, dass es wahrscheinlich ein sehr rascher Prozess ist, der daher schwer zu beobachten ist (z.B. Hulbert & Engstrom-Heg, 1980; Schill, 1996; Aalbers et al., 2004; Broadhurst et al., 2007). Unter Berücksichtigung der kleinen Afteröffnung des Aals ist es wahrscheinlich, dass die Haken oral ausgestoßen wurden. Diese These wird auch dadurch gestützt, dass einer der Aale den Haken bereits wenige Stunden nach dem Fang ausgestoßen hatte. Außerdem wurden während der Röntgenuntersuchungen (Abb. 9) und den Nekropsien auch keine Haken im unteren Verdauungstrakt (Darm) der anderen Aale gefunden (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**).

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass Korrosionsprozesse einen positiven Einfluss auf die Hakenausstoßung haben können (Aalbers et al., 2004; Hall et al., 2009; McGrath et al., 2011a, 2014). Allerdings hängen die Korrosionsraten von Angelhaken stark vom verwendeten Material, den Umweltbedingungen – insbesondere der Salinität – und der Position des Hakens im Fisch ab (Aalbers et al., 2004; Hall et al., 2009; McGrath et al., 2011a, b, 2014). Auch wenn die Hakenkorrosion in dieser Studie nur qualitativ erfasst wurde, waren die beobachteten Korrosionsraten meist gering (Ausnahme s. Abb. 9 Aal b) und trugen während der 163-tägigen Hälterungsperiode nicht signifikant zur Hakenausstoßung bei (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**). In anderen Studien mit Meer- oder Brackwasserfischarten waren die Korrosionsraten hingegen deutlich höher und wesentliche Treiber der Hakenausstoßung (Broadhurst et al., 2007; McGrath et al., 2011a, b), was hauptsächlich auf die korrosiven Eigenschaften von Meerwasser zurückzuführen ist (Aalbers et al., 2004; McGrath et al., 2011b).

Zusätzlich sollte berücksichtigt werden, dass in dieser Studie nur ein spezifisches Hakenmodell verwendet wurde. Auch wenn bei der Auswahl bewusst ein unter Aalanglern beliebtes Hakenmodell gewählt wurde (M.S. Weltersbach, pers. Komm.), können die ermittelten Hakenausstoßungsraten nicht unmittelbar auf andere Hakenmodelle übertragen werden, da die Hakenausstoßung auch von der Form und dem Material des Hakens abhängt (Robert et al., 2012). Zukünftige Studien sollten daher den Effekt verschiedener Hakenmodelle auf die Hakenausstoßungsraten untersuchen.

Außerdem muss bei der Betrachtung der Ergebnisse beachtet werden, dass sowohl die relativ unnatürlichen Hälterungsbedingungen als auch die regelmäßige Handhabung, Betäubung und das Röntgen der Fische die Hakenausstoßungsraten beeinflusst haben können. Die vergleichbaren Hakenausstoßungsraten in Weltersbach et al. (2018; **Kapitel 4**) unter natürlicheren Hälterungsbedingungen weisen allerdings daraufhin, dass die genannten Faktoren vermutlich nur eine geringe Auswirkung hatten. Trotzdem sollten die ermittelten Hakenausstoßungsraten und mögliche Langzeitfolgen über die untersuchte Hälterungsdauer hinaus (> 163 Tage) z.B. durch Nutzung von Markierungsexperimenten im natürlichen Habitat überprüft werden (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**).

### **1.3.5 Ermittlung länderspezifischer Rückwurfsterblichkeitsraten unter Einbezug der angelfischereilichen Praxis**

Die Einbeziehung von experimentell erhobenen Rückwurfsterblichkeitsraten in die Bestandsabschätzung und das Management eines Fischbestands ist häufig problematisch, da eine Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren die Sterblichkeit von Fischen nach dem F&Z beeinflussen (s. Übersichtsarbeiten von Muoneke & Childress, 1994; Bartholomew & Bohnsack, 2005; Arlinghaus et al., 2007; Cooke & Wilde, 2007; Hühn & Arlinghaus, 2011; Raby et al., 2014) und häufig nicht alle relevanten Faktoren in experimentellen Studien berücksichtigt werden können (Pollock & Pine III, 2007). Somit sind die in einzelnen Studien ermittelten Rückwurfsterblichkeitsraten häufig nicht repräsentativ für die gesamte Freizeitfischerei, die einen Bestand befischt. Dies kann unter Umständen dazu führen, dass falsche oder ungenaue Rückwurfsterblichkeitsraten in eine Bestandsabschätzung einbezogen werden und somit die fischereiliche Sterblichkeit durch die Freizeitfischerei über- oder unterschätzt wird oder ungeeignete Managementmaßnahmen ergriffen werden (Capizzano et al., 2016).

Variationen in den Umweltbedingungen lassen sich häufig noch experimentell abdecken, entweder im Labor, unter kontrollierten Bedingungen oder im Feld durch Berücksichtigung saisonaler und räumlicher Variationen im Versuchsdesign (Pollock & Pine III, 2007; Donaldson et al., 2008). Ein wesentlicher Faktor, der dagegen häufig nicht berücksichtigt wird, ist das Verhalten der Angler und die daraus resultierende angelfischereiliche Praxis (z.B. die genutzten Angelmethode und Ködertypen). Idealerweise sollten daher Studien zur Rückwurfsterblichkeit von Fischen, die darauf abzielen, repräsentative Sterblichkeitsraten für eine Bestandsabschätzung zu ermitteln, auch die jeweilige fischereiliche Praxis

einbeziehen. Dies gilt sowohl für die Freizeitfischerei als auch für die kommerzielle Fischerei. In der Freizeitfischerei wäre eine Berücksichtigung der angelfischereilichen Praxis beispielsweise durch Einbezug einer repräsentativen Gruppe von Anglern in das Versuchsdesign möglich, um die realen Verhältnisse zu simulieren (Weltersbach & Strehlow, 2013). Allerdings ist dies je nach Versuchsdesign schon aus logistischen und rechtlichen Gründen häufig nicht umsetzbar.

Eine bisher kaum genutzte Alternative stellt die Nutzung von Informationen zur angelfischereilichen Praxis dar, z.B. Anteile der verwendeten Ködertypen aus nationalen Freizeitfischereidatenerhebungsprogrammen oder auch die Nutzung von Expertenwissen, um experimentell erhobene Rückwurfsterblichkeitsraten an möglichst reale Bedingungen anzupassen (Capizzano et al., 2016).

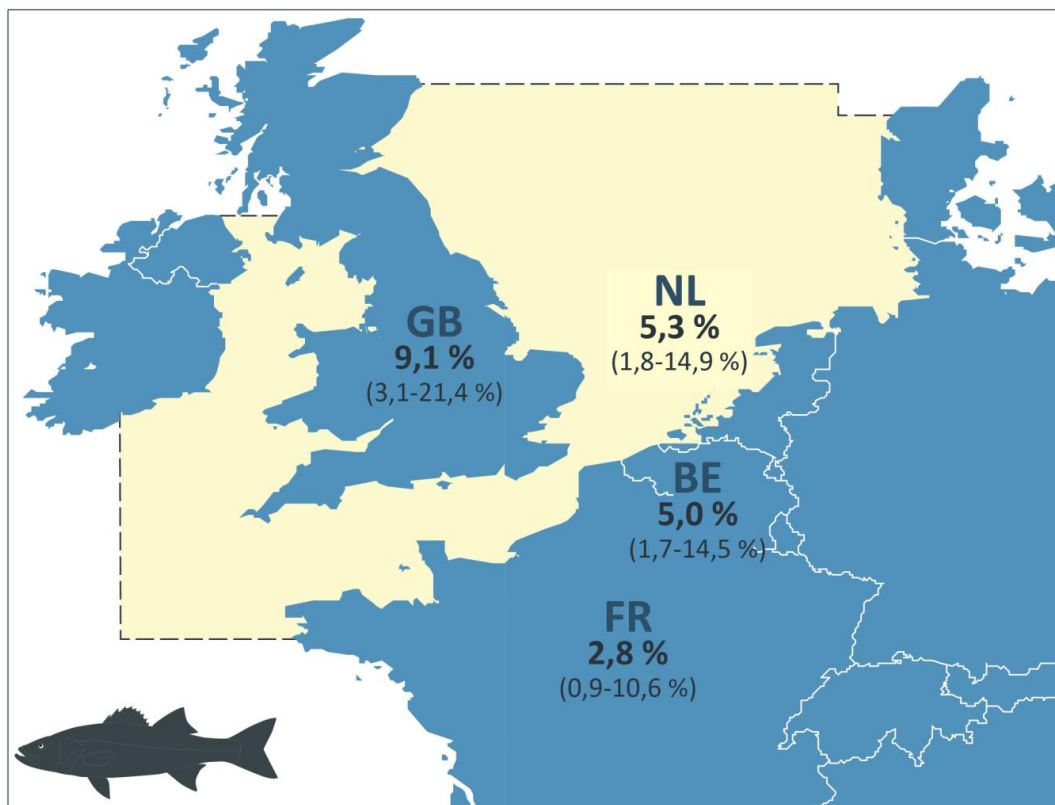
Im Rahmen dieser Dissertation wurden Informationen zur angelfischereilichen Praxis auf Wolfsbarsch von nationalen Experten aus Frankreich, England, Belgien und den Niederlanden gesammelt, um aus den experimentell bestimmten Rückwurfsterblichkeitsraten (s. 1.3.2) möglichst repräsentative Sterblichkeitsraten für den nördlichen Wolfsbarschbestand (ICES-Untergebiete IVb & c, VIIa, d-h) abzuleiten (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Die gesammelten Informationen stammten entweder aus Experteneinschätzungen (Frankreich und Belgien) und/oder aus nationalen Freizeitfischereidatenerhebungsprogrammen (England und Niederlande). Da sich in den experimentellen Studien zeigte, dass die Wahl des Köders (Natur- oder Kunstköder) maßgeblich die Rückwurfsterblichkeit des Wolfsbarsches beeinflusst, wurden die gesammelten Informationen zu den Verhältnissen von Natur- und Kunstködernutzung aus den verschiedenen Ländern zur Anpassung der experimentell ermittelten Rückwurfsterblichkeitsraten genutzt. Dabei wurde deutlich, dass sich die Anteile der in der Angelfischerei auf Wolfsbarsch genutzten Ködertypen erheblich zwischen den Ländern unterschieden. Während beispielsweise in Belgien 90 % aller beim Bootsangeln gefangenen Wolfsbarsche auf künstliche Köder gefangen wurden, waren es in England nur 26 %. Insgesamt wurden Naturköder eher bei der Uferangelfischerei auf Wolfsbarsch genutzt, wohingegen Kunstköder eher vom Boot zum Einsatz kamen (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**).

Unter Berücksichtigung der angelfischereilichen Praxis variierten die angepassten Rückwurfsterblichkeitsraten zwischen 2,8 % und 9,1 % in den verschiedenen Ländern (Abb. 10), was für den nördlichen Wolfsbarschbestand in einer mittleren, angepassten



Rückwurfsterblichkeit von insgesamt 5,0 % (95 % KI = 1,7-14,4 %) resultierte (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**).

Da für den Europäischen Wolfsbarsch bisher keine vergleichbaren Studien existieren, ist ein Vergleich der Rückwurfsterblichkeitsraten nur mit den Ergebnissen genereller Übersichtsarbeiten möglich. Die Metaanalyse von Bartholomew & Bohnsack (2005), in der 274 Rückwurfsterblichkeitsraten verschiedener mariner und limnischer Fischarten analysiert wurden, ergab eine im Vergleich zu den vorliegenden Ergebnissen höhere mittlere Rückwurfsterblichkeitsrate von 18 % (Median = 11 %; Spannweite = 95 %), was auf eine relativ hohe Robustheit des Wolfsbarsches gegenüber F&Z-bedingten Stressfaktoren hindeuten könnte.



**Abb. 10:** Länderspezifische Rückwurfsterblichkeitsraten für den nördlichen Wolfsbarschbestand. Das gelb markierte Meeresgebiet umfasst das Managementgebiet des nördlichen Wolfsbarschbestands (ICES-Untergebiete IVb & c, VIIa, d-h). In den Klammern unter den Rückwurfsterblichkeitsraten sind die dazugehörigen 95 % Konfidenzintervalle angegeben.

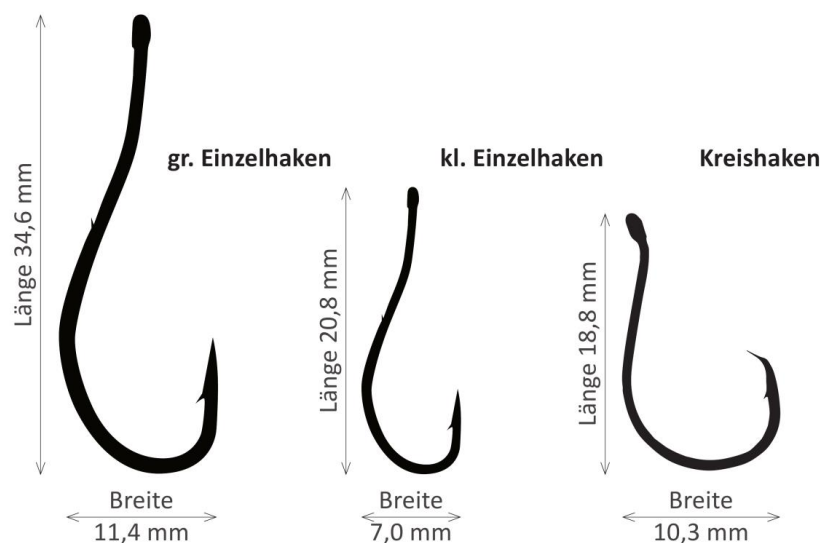
Insgesamt hat sich gezeigt, dass die Kombination von länderspezifischen Informationen aus der fischereilichen Praxis und experimentell erhobenen Rückwurfsterblichkeitsraten eine sinnvolle Methode ist, um möglichst robuste und repräsentative Sterblichkeitsraten zur Nutzung in den Bestandsabschätzungen zu ermitteln. Trotzdem sollten die hier ermittelten Rückwurfsterblichkeitsraten für den nördlichen Wolfsbarschbestand weiter validiert

werden, da sowohl die im Rahmen dieser Dissertation experimentell ermittelten Sterblichkeitsraten als auch die gesammelten Informationen zur angelfischereilichen Praxis mit gewissen Unsicherheiten verbunden sind (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Idealerweise sollte daher die Sammlung relevanter Informationen zur fischereilichen Praxis europaweit in die nationalen Freizeitfischereidatenerhebungsprogramme integriert werden, um möglichst repräsentative Daten zu erhalten (Lewin et al., 2018; Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 3 & 4**). Die in Rückwurfsterblichkeitsstudien identifizierten Sterblichkeitsfaktoren können dabei helfen, eine optimale Auswahl der relevanten Faktoren zu gewährleisten. Zudem wäre eine länderübergreifende Standardisierung der Erhebungsmethodik sowie der zu erhebenden Parameter zumindest auf Fischbestandsebene sinnvoll.

### **1.3.6 Entwicklung von Empfehlungen zur Verringerung der Sterblichkeit und Verbesserung des Fischwohls nach dem Rückwurf**

Neben der Ermittlung von Rückwurfsterblichkeitsraten für die Verwendung in Bestandsabschätzungen ist es auch wichtig, die gewonnenen Informationen zu nutzen, um Empfehlungen zur Verringerung der letalen und nicht-letalen Effekte des F&Z zu entwickeln (Bartholomew & Bohnsack, 2005). Solche „Best Practice“-Empfehlungen sollten zwar auf den Ergebnissen wissenschaftlicher Studien basieren, aber auch fischarten- und fischereispezifische Charakteristiken berücksichtigen (Cooke & Suski, 2005; Pelletier et al., 2007; Brownscombe et al., 2017). Mittlerweile existieren für die Angelfischerei eine Vielzahl von „Best Practice“-Empfehlungen zur Verringerung der letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z für verschiedene Fischarten, die meist auf Grundlage experimenteller Labor- und Feldstudien erarbeitet wurden (s. Übersichtsarbeit von Brownscombe et al., 2017). Bei „Best Practice“-Empfehlungen, die auf experimentellen Studien basieren, besteht allerdings die Gefahr, dass die abgeleiteten Empfehlungen nicht die reale, fischereiliche Praxis repräsentieren, wodurch es zur Einführung von ineffektiven Managementmaßnahmen mit geringer Akzeptanz unter den Anglern kommen kann (Brownscombe et al., 2017). Die direkte Einbindung von Anglern in die Entwicklung von „Best Practice“-Empfehlungen ist daher eine vielversprechende Methode, um praxisnahe und effektive Empfehlungen und Managementmaßnahmen mit hoher Akzeptanz zu entwickeln (Cooke et al., 2017; Granek et al., 2008). Trotzdem wurde dieser Ansatz bisher nur in wenigen Fällen angewendet (s. Übersichtsarbeit von Brownscombe et al., 2017).

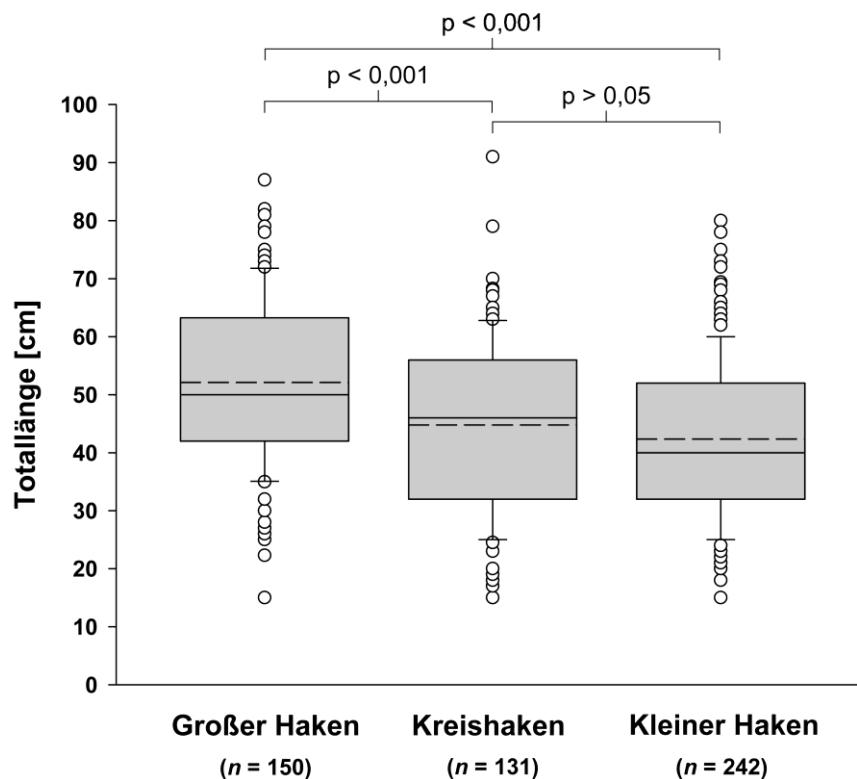
Im Rahmen dieses Promotionsvorhabens wurde daher eine sogenannte „Citizen Science“ (Bürgerwissenschaften)-Studie durchgeführt, in der niedersächsische Angler auf freiwilliger Basis selbstständig Daten gesammelt haben. Diese wurden in Kombination mit den experimentellen Ergebnissen aus den Studien zu den letalen und nicht-letalen Effekten des F&Z auf den Aal (Weltersbach et al., 2016, 2018; **Kapitel 5 & 4**) genutzt, um „Best Practice“-Empfehlungen für das F&Z in der Aalangelndfischerei zu entwickeln (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**). Der Fokus der „Citizen Science“-Studie lag dabei auf einem Vergleich von drei verschiedenen Angelhaken (Abb. 11) hinsichtlich Fangraten (CPUE – catch-per-unit-effort), Entnahmeraten (HPUE – harvest-per-unit-effort), Größenselektivität und Hakenposition in der Aalangelndfischerei unter möglichst realistischen Bedingungen. Dazu erhielten alle teilnehmenden Angler ein einheitliches Angelzubehörpaket mit den erforderlichen Materialien (konventionelle Einzelhaken in Größe 1 und 6, Kreishaken in Größe 6 (Abb. 11) und 100 m Ø 0,30 mm Vorfachschnur) und ein Tagebuch, in dass sie die erforderlichen Daten eintragen konnten (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).



**Abb. 11:** Darstellung der drei Haken inklusive ihrer Abmessungen, die in der „Citizen Science“-Studie verwendet wurden. Als konventioneller Einzelhaken wurde der Gamakatsu© LS-3113R in Größe 1 (groß) und 6 (klein) verwendet und als Kreishaken der Gamakatsu© Octopus Circle in Größe 6. In Anlehnung (übersetzt) an [Weltersbach et al., 2018 \(CC BY 4.0\)](#); **Kapitel 4**.

Insgesamt wurden während der „Citizen Science“-Studie von 67 Anglern 389 Aalangeltrips mit einem Angelaufwand von 4550 Hakenstunden im Zeitraum von Juni bis Oktober 2015 dokumentiert und 523 Aale gefangen. Es zeigte sich, dass die verschiedenen Haken einen signifikanten Einfluss auf die Größenselektion der gefangenen Aale hatten ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der mittleren Totallängen der auf die drei verschiedenen Haken gefangenen Aale; ANOVA:  $F = 23,1$ ;  $p < 0,001$ ) und die mittlere Totallänge der mit großen,

konventionellen Einzelhaken gefangenen Aale signifikant höher war als die der Aale, die mit kleinen, konventionellen Einzelhaken oder Kreishaken gefangen wurden (Tukey Test: beide  $p < 0,001$ ; Abb. 12; Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).



**Abb. 12:** Vergleich der Totallängen, der während der „Citizen Science“-Studie auf große und kleine, konventionelle Einzelhaken und Kreishaken gefangenen Aale. Die gestrichelten Linien in den Boxen repräsentieren die Mittelwerte und die durchgezogenen Linien die Mediane. Die p-Werte zeigen die Ergebnisse der paarweisen statistischen Vergleiche (Tukey’s HSD post-hoc Test) der mittleren Totallängen nach der ANOVA an. In Anlehnung (übersetzt) an [Weltersbach et al., 2018](#) (CC BY 4.0); **Kapitel 4**.

Dieses Ergebnis deckt sich mit den Ergebnissen diverser anderer Studien, die eine starke, positive Korrelation zwischen Hakengröße und Fischgröße für verschiedene Fischarten nachgewiesen haben (Alós et al., 2008a,b; Cerdà et al., 2010; Cooke et al., 2005; Grixti et al., 2007; Piovano et al., 2010). Die Unterschiede in der Größenselektion der verschiedenen Haken spiegeln sich auch in den mittleren Fang- und Entnahmeraten wider. Die mittleren Fangraten (Gesamtzahl gefangener Aale pro Hakenstunde) waren beim Angeln mit großen, konventionellen Einzelhaken ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der mittleren Fangraten zwischen großen und kleinen Einzelhaken; Games-Howell post-hoc Test:  $t = 3,1$ ;  $p < 0,01$ ) oder Kreishaken ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der mittleren Fangraten zwischen Kreishaken und kleinen Einzelhaken; Games-Howell post-hoc Test:  $t = 2,7$ ;  $p < 0,05$ ) signifikant niedriger als bei der Verwendung von kleinen, konventionellen Einzelhaken.

Dieser Unterschied wurde allerdings hauptsächlich durch eine höhere Fangrate von kleinen (untermaßigen) Aalen mit den kleinen Einzelhaken verursacht, da sich die mittleren Entnahmeraten (Anzahl entnommener Aale pro Hakenstunde) nicht signifikant zwischen den drei Haken unterschieden ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der mittleren Entnahmeraten zwischen den drei Haken; ANOVA:  $F = 1,3$ ;  $p > 0,05$ ; Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).

Die durch die Hakengröße bedingte Selektivität korreliert eng mit der fischartenspezifischen Form und Größe des Fischmauls bzw. Oesophagus, welche in den meisten Fällen wiederum von der Körperlänge des Fisches abhängen. Insbesondere die Größe des Fischmauls limitiert die maximale Beutegröße eines Fisches und somit auch die maximale Größe des Köders beziehungsweise des Hakens, die ein Fisch herunterschlucken kann (Erzini et al., 1997; Karpouzi & Stergiou, 2003). Da Aale den Haken meistens in einer longitudinalen Richtung herunterschlucken (Abb. 9; Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**), determiniert vor allem die Hakenbogenbreite (Abb. 11), ob ein Aal einen Haken herunterschlucken kann oder nicht. Somit können Angler den Anteil an kleinen (untermaßigen) Aalen und somit die Rückwurfraten signifikant durch die Hakenwahl beeinflussen. Beispielsweise liegt der Anteil von Aalen mit einer Totallänge von mindestens 50 cm (aktuelles Mindestmaß in vielen deutschen Bundesländern) bei  $\geq 50 \%$ , wenn ein Haken mit einer Bogenweite von mindestens 11 mm verwendet wird (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).

Auch die Anteile der Aale, die den Haken tief heruntergeschluckt hatten, unterschieden sich signifikant zwischen den verschiedenen Haken ( $H_0$ : Kein signifikanter Einfluss des Hakens auf die Tiefschluckrate; Generalisiertes lineares Modell:  $\chi^2 = 21,5$ ;  $p < 0,001$ ). So hatten Aale, die auf kleine, konventionelle Einzelhaken gefangen wurden, im Vergleich zu den Fischen, die auf große, konventionelle Einzelhaken gefangen wurden, eine 2,6-fach höhere Wahrscheinlichkeit, den Haken tief herunterzuschlucken ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der Tiefschluckrate zwischen kleinen und großen Einzelhaken; Wald-Test:  $z = 4,3$ ;  $p < 0,001$ ). Wohingegen zwischen dem großen Einzelhaken und dem Kreishaken kein signifikanter Unterschied ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der Tiefschluckrate zwischen großen Einzelhaken und Kreishaken; Wald-Test:  $z = 1,2$ ;  $p > 0,05$ ) hinsichtlich der Tiefschluckrate bestand (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**). Diese Unterschiede lassen sich wiederum durch Unterschiede in den Hakengrößen (Bogenweiten) und die damit verbundenen Selektionseigenschaften der Haken erklären, da die Fähigkeit eines Fisches den Haken bzw. Köder tief herunterzuschlucken auch von den Dimensionen des Mauls, beziehungsweise Oesophagus, abhängt (Erzini et al., 1997; Karpouzi & Stergiou, 2003;

Grixti et al., 2007; Alós et al., 2008b). Zusätzlich haben bereits diverse andere Studien gezeigt, dass die Nutzung von Kreishaken sowohl in der kommerziellen Fischerei als auch in der Freizeitfischerei aufgrund ihres besonderen Designs (Abb. 11) häufig dazu führt, dass weniger Fische den Haken tief herunterschlucken (s. Übersichtsarbeiten von Cooke & Suski, 2004; Cooke et al., 2012). Allerdings zeigte die „Citizen Science“-Studie auch, dass die Kreishaken im Vergleich zum kleinen, konventionellen Einzelhaken bei den teilnehmenden Anglern in der praktischen Anwendung unbeliebter waren ( $H_0$ : Kein signifikanter Unterschied der Mediane der Likert-Skala-Werte zwischen Kreishaken und kleinen Einzelhaken; Dunns-Test:  $p < 0,01$ ), da sie aufgrund der Kreisform und der umgebogenen Hakenspitze schwerer zu beködern waren und außerdem häufiger Fische nach dem Anbiss nicht gehakt werden konnten (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**). Letzteres lässt sich damit erklären, dass Kreishaken in der deutschen Angelfischerei bisher kaum Verwendung finden und viele Angler die richtige Anwendung nicht kennen (M.S. Weltersbach, pers. Komm.). Bei der Verwendung von Kreishaken sollte bei einem Biss nur langsam aber stetig der Zugdruck auf den Haken erhöht werden, bis dieser im Fischmaul fasst und nicht wie bei der Verwendung von konventionellen Einzelhaken ein kräftiger Anhieb gesetzt werden, um die Hakenspitze in das Fischmaul zu treiben (Cooke & Suski, 2004). Hier könnte öffentlichkeitswirksame Aufklärungsarbeit z.B. durch Behörden, Bewirtschafter und Verbände dabei helfen, die Bekanntheit und Akzeptanz von Kreishaken in der deutschen Angelfischerei zu erhöhen (Cooke et al., 2012).

Basierend auf den beiden Studien zu den Effekten des F&Z auf den Aal in der Angelfischerei (Weltersbach et al., 2016, 2018; **Kapitel 5 & 4**) und zusätzlichen Studien (Schill, 1996; Smith, 2002; Tesch, 2003; Grixti et al., 2007; Alós et al., 2009; McGrath et al., 2011b; Cooke et al., 2017) konnten letztendlich folgende „Best Practice“-Empfehlungen zur Verringerung der letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z für den Aal abgeleitet werden:

1. Angler sollten möglichst große Einzel- oder Kreishaken (Hakenbogenbreite  $> 11$  mm) verwenden, um den Fang von untermaßigen Aalen und das tiefe Herunterschlucken des Hakens von vornherein zu minimieren.
2. Die Wahl des Köders hat vermutlich einen Einfluss auf die Größenselektivität (Smith, 2002; Alós et al., 2009) und die Nutzung von Fischen oder Fischfetzen als Köder könnte zu einer Verringerung des Anteils untermaßiger Aale führen, da Aale sich mit zunehmender Größe verstärkt piscivor ernähren (Tesch, 2003).

3. Der Anschlag sollte nach einem Biss möglichst schnell erfolgen, um das tiefe Herunterschlucken des Hakens zu verhindern. Dabei fördert aufmerksames Angeln mit straffer Schnur und geeigneten Bissanzeigern die Bisserkennung (Schill, 1996; Grixti et al., 2007; Cooke et al., 2017).
4. Beim Aalangeln sollte ausreichend starkes Material, insbesondere starkes Vorfachmaterial, verwendet werden, um das Abreißen eines Aals im Drill zu verhindern (Tesch, 2003).
5. Wenn ein Aal den Haken tief heruntergeschluckt hat, sollte kein Versuch den Haken zu lösen unternommen werden. Stattdessen sollte die Schnur möglichst nahe am Maul abgeschnitten werden, da das Hakenlösen zusätzliche Verletzungen und Stress verursachen kann.
6. Die Nutzung von Angelhaken mit geringer Korrosionsbeständigkeit oder andere technische Modifikationen der Angelhaken während der Herstellung, z.B. die Nutzung einer geringeren Drahtstärke oder die Einarbeitung von definierten Bruchstellen, können die Hakenausstoßung durch Korrosion fördern (McGrath et al., 2011b).
7. In Ländern oder Regionen, in denen der Aal vollständig geschützt ist, sollten Angler durch die Wahl der Angelmethoden den Fang von Aalen minimieren.

## 1.4 Fazit und Empfehlungen

Das Ziel dieses Promotionsvorhabens war eine Erweiterung des Kenntnisstands zum F&Z in der marinen Freizeitfischerei in Europa, um die Berücksichtigung dieser Praxis in den Bestandsabschätzungen und im europäischen Fischereimanagement voranzutreiben.

Es konnte nachgewiesen werden, dass das F&Z auch in der marinen Freizeitfischerei in Europa – aufgrund gesetzlicher Vorgaben, aber auch aufgrund persönlicher Motivationen – eine sehr gängige Praxis ist und in einigen Ländern Rückwurfraten von mehr als 50 % für bestimmte Fischarten erreicht werden (Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**). Trotzdem fehlen für viele kommerziell und angelfischereilich bedeutende Fischarten (z.B. Pollack, Aal, Lachs und Meerforelle) aus einigen europäischen Ländern noch immer Informationen zum Umfang des F&Z in der Freizeitfischerei. Diese Informationen sind neben den eigentlichen Entnahmemengen aber wichtig, um mithilfe von fischarten- und fischereispezifischen Rückwurfsterblichkeitsraten die fischereiliche Sterblichkeit durch die Freizeitfischerei

vollständig quantifizieren zu können (Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**; Hyder et al., 2017, 2018).

Weiterhin zeigte sich, dass für eine Vielzahl von marinen und diadromen Fischarten in Europa keine Informationen zu den letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z vorlagen. Somit konnte die Rückwurfsterblichkeit in den meisten Fällen bisher nicht in den Bestandsabschätzungen und im Fischereimanagement berücksichtigt werden (Ferber et al., 2013b; **Kapitel 2**; Hyder et al., 2017, 2018). Im Rahmen dieser Dissertation wurden daher erstmalig für den Europäischen Wolfsbarsch und den Europäischen Aal Rückwurfsterblichkeitsraten ermittelt, Faktoren, die die Rückwurfsterblichkeit beeinflussen, identifiziert und nicht-letale Auswirkungen des F&Z untersucht (Lewin et al., 2018; Weltersbach et al., 2016, 2018; **Kapitel 3, 5 & 4**).

Die gewonnenen Ergebnisse zeigen, dass die Rückwurfsterblichkeit beim Wolfsbarsch insgesamt gering ist und daher ein Großteil der Fische das F&Z überlebt und somit dem Bestand erhalten bleibt (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Ähnliches gilt für den Aal, sofern der Angelhaken nicht tief heruntergeschluckt wird oder kleine Haken verwendet werden. Große Angelhaken, die tief heruntergeschluckt werden, verursachen hingegen höhere Rückwurfsterblichkeitsraten, insbesondere wenn vom Angler ein Hakenlöseversuch unternommen wird (Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 4**).

Am Beispiel des nördlichen Wolfsbarschbestands wurde demonstriert, dass die Kombination von länderspezifischen Informationen zur angelfischereilichen Praxis mit experimentell erhobenen Sterblichkeitsraten eine vielversprechende Methode darstellt, um möglichst repräsentative Rückwurfsterblichkeitsraten für die Nutzung in den Bestandsabschätzungen zu ermitteln (Lewin et al., 2018; **Kapitel 3**). Mittlerweile werden die in dieser Arbeit ermittelten Rückwurfsterblichkeitsraten in den Bestandsberechnungen des nördlichen Wolfsbarschbestands genutzt und haben dazu geführt, dass die Genauigkeit der fischereilichen Sterblichkeit und somit auch die Qualität der Bestandsabschätzung erhöht werden konnte (K. Hyder, pers. Komm.). Bisher findet diese Methode jedoch kaum Anwendung und für viele Fischarten in Europa fehlen entsprechende Informationen zur fischereilichen Praxis aus der Freizeitfischerei.

Insbesondere durch Hakenverletzungen verursachte Wundblutungen konnten sowohl für den Wolfsbarsch als auch für den Aal als Hauptsterblichkeitsfaktoren in den vorliegenden Studien identifiziert werden (Lewin et al., 2018; Weltersbach et al., 2018; **Kapitel 3 & 4**). Angler können durch ihr Verhalten, z.B. durch die Wahl der Angelmethode, des Hakens



oder des Köders maßgeblich zur Verringerung der letalen sowie nicht-letalen Auswirkungen des F&Z beitragen. Hierfür bedarf es aber evidenzbasierter „Best Practice“-Empfehlungen, die auch die angelfischereiliche Praxis einbeziehen müssen, um eine möglichst hohe Effektivität und Akzeptanz zu erreichen. Die im Rahmen dieser Dissertation durchgeführte Kombination von experimentellen Ergebnissen aus Labor- und Feldstudien mit den Ergebnissen einer „Citizen Science“-Studie erwies sich als erfolgversprechende Methode, um evidenzbasierte und praxisnahe „Best Practice“-Empfehlungen für die Aalangelfischerei zu entwickeln (Weltersbach et al., 2016; 2018; **Kapitel 5 & 4**). Nun ist eine effektive Kommunikation der entwickelten Empfehlungen, z.B. mit Unterstützung von Behörden, Verbänden und der Fachpresse wichtig, um die letalen und nicht-letalen Auswirkungen des F&Z weiter zu reduzieren (Nguyen et al., 2012; Dedual et al., 2013).

Das F&Z kann nicht nur letale Auswirkungen haben, sondern auch zu nicht-letalen Effekten, wie z.B. physiologische Stressreaktionen, Verhaltensänderungen oder verringerte Wachstums- und Reproduktionsraten, führen (Davie & Kopf, 2006; Wilson et al., 2014). Zwar konnten Weltersbach et al. (2018; **Kapitel 4**) für den Aal keine signifikanten Auswirkungen des F&Z auf die Wachstumsraten nachweisen, jedoch sind nicht-letale Effekte z.B. bei Fischen wahrscheinlich, die langfristig einen tief heruntergeschluckten Haken nicht ausstoßen können (Weltersbach et al., 2016; **Kapitel 5**).

Um die bestehenden Wissenslücken zu schließen und den Einbezug des F&Z und dessen letalen und nicht-letalen Effekte in Fischbestandsabschätzungen und das fischereiliche Management weiter voranzutreiben, sollten daher zukünftig folgende Empfehlungen berücksichtigt werden:

- Es sollten nicht nur regelmäßig Informationen zu den Entnahmen durch die Freizeitfischerei, sondern auch zu den Rückwürfen für alle relevanten Fischarten in Europa gesammelt werden;
- Auch für andere marine und diadrome Fischarten (z.B. Pollack sowie Meerforelle und Lachs in marinen Habitaten) sollten Rückwurfsterblichkeitsstudien durchgeführt werden, um eine vollständige Berücksichtigung der angelfischereilichen Sterblichkeit in den Bestandsabschätzungen zu ermöglichen;
- Es sollten mehr Studien zur Erhebung von relevanten länder- und fischartenspezifischen Daten zur angelfischereilichen Praxis durchgeführt bzw. in die bestehenden nationalen Freizeitfischereidatenerhebungsprogramme in Europa integriert

werden, um gegebenenfalls aus experimentell erhobenen Sterblichkeitsraten länder- bzw. bestandsrepräsentative Rückwurfsterblichkeitsraten abzuleiten;

- Sowohl für den Aal und den Wolfsbarsch als auch für viele andere marine und diadrome Fischarten in Europa werden zusätzliche Studien benötigt, um die potenziellen nicht-letalen Auswirkungen des F&Z auf das Verhalten, Wachstum und die Reproduktion zu untersuchen.

Letztendlich bestätigen die Ergebnisse dieser Dissertation, dass das F&Z oder andere Fischschonmaßnahmen, die zum F&Z führen (z.B. Mindestmaße, Entnahmefenster, Schonzeiten und Entnahmebegrenzungen) grundsätzlich geeignete Managementinstrumente sein können, um die angelfischereiliche Sterblichkeit eines Fischbestands bei gleichzeitiger Erhaltung der Angelmöglichkeiten zu senken und eine nachhaltige Bestandsbewirtschaftung zu gewährleisten. Aufgrund der häufig hohen Überlebensraten steht das F&Z somit auch nicht grundsätzlich im Widerspruch zur Gemeinsamen Fischereipolitik der Europäischen Union und ein generelles Rückwurfverbot, wie es mittlerweile für viele kommerzielle Fischereien in Europa gilt (EU, 2013), erscheint, basierend auf den hier gewonnen Erkenntnissen, zumindest in der Freizeitfischerei auf Wolfsbarsch und Aal aus fischereibiologischer Sicht wenig sinnvoll.

## 1.5 Literaturverzeichnis

- Aalbers, S.A., Stutzer, G.M., Drawbridge, M.A., 2004. The effects of catch-and-release angling on the growth and survival of juvenile white seabass captured on offset circle and J-type hooks. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 793–800.
- Aas, Ø., 2002. The Next Chapter: Multicultural and Cross-Disciplinary Progress in Evaluating Recreational Fisheries. In: *Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation*, S. 252–263. Pitcher, T.J., Hollingworth, C.E. (Hrsg.), Blackwell Science, Oxford, Vereinigtes Königreich, 288 S.
- Aas, Ø., Thailing, C.E., Ditton, R.B., 2002. Controversy over catch-and-release recreational fishing in Europe. In: *Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation*, S. 95–106. Pitcher, T.J., Hollingworth, C.E. (Hrsg.), Blackwell Science, Oxford, Vereinigtes Königreich, 288 S.
- Alós, J., Cerdà, M., Deudero, S., Grau, A.M., 2008a. Influence of hook size and type on short-term mortality, hooking location and size selectivity in a Spanish recreational fishery. *Journal of Applied Ichthyology*, 24: 658–663.
- Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M., Deudero, S., 2008b. Effects of hook size and barbless hooks on hooking injury, catch per unit effort, and fish size in a mixed-species recreational fishery in the western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 899–905.
- Alós, J., Arlinghaus, R., Palmer, M., March, D., Alvarez, I., 2009. The influence of type of natural bait on fish catches and hooking location in a mixed-species marine recreational fishery, with implications for management. *Fisheries Research*, 97: 270–277.
- Alverson, D.L., Freeberg, M.H., Pope, J.G., Murawski, S.A., 1994. A Global Assessment of Fisheries By-catch and Discards. *FAO Fisheries Technical Papers T339*, Rom, Italien, 233 S.
- Arends, R.J., Mancera, J.M., Muñoz, J.L., Wendelaar Bonga, S.E., Flik, G., 1999. The stress response of the gilthead sea bream (*Sparus aurata* L.) to air exposure and confinement. *Journal of Endocrinology*, 163: 149–157.
- Arlinghaus, R., Mehner, T., Cowx, I.G., 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries*, 3: 261–316.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S.G., et al., 2007. Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: An integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 15: 75–167.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., 2009. Recreational fisheries: socioeconomic importance, conservation issues and management challenges. In: *Recreational Hunting, Conservation and Rural Livelihoods: Science and Practice*, S. 39–58. Dickson, B.,

- Hutton, J., Adams, W.M. (Hrsg.), Blackwell Publishing, Oxford, Vereinigtes Königreich, 384 S.
- Arlinghaus, R., Klefoth, T., Cooke, S.J., Gingerich, A.J., Suski, C.D., 2009. Physiological and behavioural consequences of catch-and-release angling on northern pike (*Esox lucius* L.). *Fisheries Research*, 97: 223–233.
- Arlinghaus, R., Tillner, R., Bork, M., 2015. Explaining participation rates in recreational fishing across industrialised countries. *Fisheries Management and Ecology*, 22: 45–55.
- Armstrong, M., Brown, A., Hargreaves, J., Hyder, K., Munday, M., Proctor, S., Roberts, A., 2013. Sea Angling 2012 – a survey of recreational sea angling activity and economic value in England. Crown copyright, London, Vereinigtes Königreich, 16 S.
- Baktoft, H., Aarestrup, K., Berg, S., Boel, M., Jacobsen, L., Koed, A., Pedersen, M.W., et al., 2013. Effects of angling and manual handling on pike behaviour investigated by high-resolution positional telemetry. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 518–525.
- Bartholomew, A., Bohnsack, J.A., 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15: 129–154.
- Borch, T., 2010. Tangled lines in New Zealand's quota management system: the process of including recreational fisheries. *Marine Policy*, 34: 655–662.
- Borucinska, J., Kohler, N., Natanson, L., Skomal, G., 2002. Pathology associated with retained fishing hooks in blue sharks, *Prionace glauca* (L.), with implications for their conservation. *Journal of Fish Diseases*, 25: 515–521.
- Brill, R., Lutcavage, M., Metzger, G., Bushnell, P., Arendt, M., Lucy, J., 2002. Survival of juvenile northern Bluefin Tuna following catch and release, using ultrasonic telemetry. In: *Catch and Release in Marine Recreational Fisheries*, S. 180–183. Lucy, J.A., Studholme, A.L. (Hrsg.), American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, 250 S.
- Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Brand, C.P., Porter, M., 2007. Ingestion and ejection of hooks: effects on long-term health and mortality of angler-caught yellowfin bream *Acanthopagrus australis*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 74: 27–36.
- Brown, C., Day, R.L., 2002. The future of stock enhancement: lessons for hatchery practice from conservation biology. *Fish and Fisheries*, 3: 79–94.
- Brownscombe, J.W., Bower, S.D., Bowden, W., Nowell, L., Midwood, J.D., Johnson, N., Cooke, S.J., 2014. Canadian recreational fisheries: 35 years of social, biological, and economic dynamics from a national survey. *Fisheries*, 39: 251–260.
- Brownscombe, J.W., Danylchuk, A.J., Chapman, J.M., Gutowsky, L.F.G., Cooke, S.J., 2017. Best practices for catch-and-release recreational fisheries – angling tools and tactics. *Fisheries Research*, 186: 693–705.
- Bugley, K., Shepherd, G., 1991. Management briefs: effect of catch-and-release angling on the survival of black sea bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 11:

468–471.

- Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., Brand, C.P., 2006. Mortality of sand whiting (*Sillago ciliata*) released by recreational anglers in an Australian estuary. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 567–571.
- Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., Reynolds, D., Reid, D.D., Gray, C.A., 2007. Release method and anatomical hook location: effects on short-term mortality of angler-caught *Acanthopagrus australis* and *Argyrosomus japonicus*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 74: 17–26.
- Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., Reynolds, D., Cairns, S.C., 2008. Influence of terminal rig configuration on the anatomical hooking location of line-caught yellowfin bream, *Acanthopagrus australis*. *Fisheries Management and Ecology*, 15: 303–313.
- Capizzano, C.W., Mandelman, J.W., Hoffman, W.S., Dean, M.J., Zemeckis, D.R., Benoît, H.P., Kneebone, J., et al., 2016. Estimating and mitigating the discard mortality of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Gulf of Maine recreational rod-and-reel fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 2342–2355.
- Cerdà, M., Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M., Riera, F., 2010. Managing recreational fisheries through gear restrictions: The case of limiting hook size in the recreational fishery from the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Fisheries Research*, 101: 146–155.
- Cisneros-Montemayor, A.M., Sumaila, U.R., 2010. A global estimate of benefits from ecosystem-based marine recreation: potential impacts and implications for management. *Journal of Bioeconomics*, 12: 245–268.
- Coggins, L.G., Catalano, M.J., Allen, M.S., Pine III, W.E., Walters, C.J., 2007. Effects of cryptic mortality and the hidden costs of using length limits in fishery management. *Fish and Fisheries*, 8: 196–210.
- Coleman, F.C., Figueira, W.F., Ueland, J.S., Crowder, L.B., 2004. The Impact of United States Recreational Fisheries on Marine Fish Populations. *Science*, 305: 1958–1960.
- Cook, K.V., Lennox, R.J., Hinch, S.G., Cooke, S.J., 2015. Fish out of water: how much air is too much? *Fisheries*, 40: 452–461.
- Cooke, S.J., Dunmall, K., Schreer, J.F., Philipp, D.P., 2001. The influence of terminal tackle on physical injury, handling time and cardiac disturbance of rock bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 333–342.
- Cooke, S., Cowx, I., 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *BioScience*, 54: 857–859.
- Cooke, S.J., Suski, C.D., 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 299–326.
- Cooke, S.J., Suski, C.D., 2005. Do we need species-specific guidelines for catch-and-release

- recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources? *Biodiversity and Conservation*, 14: 1195–1209.
- Cooke, S.J., Barthel, B.L., Suski, C.D., Siepker, M.J., Philipp, D.P., 2005. Influence of circle hook size on hooking efficiency, injury, and size selectivity of bluegill with comments on circle hook conservation benefits in recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 211–219.
- Cooke, S.J., Cowx, I.G., 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation*, 128: 93–108.
- Cooke, S.J., Schramm, H., 2007. Catch-and-release science and its application to conservation and management of recreational fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 14: 73–79.
- Cooke, S.J., Sneddon, L.U., 2007. Animal welfare perspectives on recreational angling. *Applied Animal Behaviour Science*, 104: 176–198.
- Cooke, S.J., Wilde G.R., 2007. The Fate of Fish Released by Recreational Anglers. In: *By-catch Reduction in the World's Fisheries*, S. 181–234. Kennelly, S.J. (Hrsg.), Springer, Dordrecht, Niederlande, 289 S.
- Cooke, S.J., Nguyen, V.M., Murchie, K.J., Danylchuk, A.J., Suski, C.D., 2012. Scientific and stakeholder perspectives on the use of circle hooks in recreational fisheries. *Bulletin of Marine Science*, 88: 395–410.
- Cooke, S.J., Donaldson, M.R., O'Connor, C.M., Raby, G.D., Arlinghaus, R., Danylchuk, A.J., Hanson, K.C., et al., 2013. The physiological consequences of catch-and-release angling: perspectives on experimental design, interpretation, extrapolation and relevance to stakeholders. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 268–287.
- Cooke, S.J., Palensky, L.Y., Danylchuk, A.J., 2017. Inserting the angler into catch-and-release angling science and practice. *Fisheries Research*, 186: 599–600.
- Cowx, I.G., 2002. Recreational fishing. In: *Handbook of Fish Biology and Fisheries*, Vol. II, S. 367–390. Hart, P.J.B., Reynolds, J.D. (Hrsg.), Blackwell Science, Oxford, Vereinigtes Königreich, 428 S.
- Davie, P.S., Kopf, R.K., 2006. Physiology, behaviour and welfare of fish during recreational fishing and after release. *New Zealand Veterinary Journal*, 54: 161–172.
- Dedual, M., Sague Pla, O., Arlinghaus, R., Clarke, A., Ferter, K., Geertz Hansen, P., Gerdeaux, D., et al., 2013. Communication between scientists, fishery managers and recreational fishers: lessons learned from a comparative analysis of international case studies. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 234–246.
- Dekker, W., Beaulaton, L., 2016. Climbing back up what slippery slope? Dynamics of the European eel stock and its management in historical perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 5–13.

- Diggles, B.K., Ernst, I., 1997. Hooking mortality of two species of shallow-water reef fish caught by recreational angling methods. *Marine and Freshwater Research*, 48: 479–483.
- Diodati, P.J., Richards, R.A., 1996. Mortality of striped bass hooked and released in salt water. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125: 300–307.
- Doerpinghaus, J., Hentrich, K., Troup, M., Stavrinaky, A., Anderson, S., 2014. An assessment of sector separation on the Gulf of Mexico recreational red snapper fishery. *Marine Policy*, 50: 309–317.
- Donaldson, M.R., Arlinghaus, R., Hanson, K.C., Cooke, S.J., 2008. Enhancing catch-and-release science with biotelemetry. *Fish and Fisheries*, 9: 79–105.
- Dorow, M., Arlinghaus, R., 2011. A telephone-diary-mail approach to survey recreational fisheries on large geographic scales, with a note on annual landings estimates by anglers in northern Germany. In: *The angler in the environment: social, economic, biological and ethical dimensions*, S. 319–344. Beard, T.D., Arlinghaus, R., Sutton, S.G. (Hrsg.), American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, 365 S.
- DuBois, R.B., Kuklinski, K.E., 2004. Effect of Hook Type on Mortality, Trauma, and Capture Efficiency of Wild, Stream-Resident Trout Caught by Active Baitfishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 617–623.
- DuBois, R.B., Pleski, J.M., 2007. Hook shedding and mortality of deeply hooked brook trout caught with bait on barbed and barbless hooks. *North American Journal of Fisheries Management*, 27: 1203–1207.
- Eero, M., Strehlow, H.V., Adams, C.M., Vinther, M., 2015. Does recreational catch impact the TAC for commercial fisheries? *ICES Journal of Marine Science*, 72: 450–457.
- Erzini, K., Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G., 1997. Fish mouth dimensions and size selectivity in a Portuguese longline fishery. *Journal of Applied Ichthyology*, 13: 41–44.
- EU, 1983. Council Regulation (EEC) No 170/83 of 25 January 1983 establishing a Community system for the conservation and management of fishery resources. *Official Journal of the European Communities*, L24: 1–13.
- EU, 2001. Council Regulation (EC) No. 1639/2001 of 25 July 2001 establishing the minimum and extended Community programmes for the collection of data in the fisheries sector and laying down detailed rules for the application of Council Regulation (EC) No. 1543/20. *Official Journal of the European Union*, L222: 53–115.
- EU, 2008. Council Regulation (EC) No. 199/2008 concerning the establishment of a Community framework for the collection, management and use of data in the fisheries sector and support for scientific advice regarding the Common Fisheries Policy. *Official Journal of the European Union*, L60: 1–12.
- EU, 2009. Commission Regulation (EC) No 1224/2009 of 20 November 2009 establishing a Community control system for ensuring compliance with the rules of the common fisheries policy, amending Regulations (EC) No 847/96, (EC) No 2371/2002, (EC) No

811/2004, (EC) No 768/2005, (EC) No 2115/2005, (EC) No 2166/2005, (EC) No 388/2006, (EC) No 509/2007, (EC) No 676/2007, (EC) No 1098/2007, (EC) No 1300/2008, (EC) No 1342/2008 and repealing Regulations (EEC) No 2847/93, (EC) No 1627/94 and (EC) No 1966/2006. Official Journal of the European Union, L343: 1–50.

EU, 2010. Commission Decision of 18 December 2009 adopting a multiannual Community programme for the collection, management and use of data in the fisheries sector for the period 2011-2013. Official Journal of the European Union, L41: 8–71.

EU, 2013. Regulation (EU) No 1380/2013 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2013 on the Common Fisheries Policy, amending Council Regulations (EC) No 1954/2003 and (EC) No 1224/2009 and repealing Council Regulations (EC) No 2371/2002 and (EC) No 639/2004 and Council Decision 2004/585/EC. Official Journal of the European Union, L354: 22–61.

EU, 2015. Council Regulation (EU) 2015/523 of 25 March 2015 amending Regulations (EU) No 43/2014 and (EU) 2015/104 as regards certain fishing opportunities. Official Journal of the European Union, L84: 1–21.

EU, 2016a. Commission Implementing Decision (EU) 2016/1251 of 12 July 2016 adopting a multiannual Union programme for the collection, management and use of data in the fisheries and aquaculture sectors for the period 2017-2019 (C (2016) 4329). Official Journal of the European Union, L207: 113–177.

EU, 2016b. Council Regulation (EU) 2016/72 of 22 January 2016 fixing for 2016 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Union waters and, for Union fishing vessels, in certain non-Union waters, and amending Regulation (EU) 2015/104. Official Journal of the European Union, L22: 1–165.

EU, 2016c. Council Regulation (EU) No 2016/1903 of 28 October 2016 fixing for 2017 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks applicable in the Baltic Sea and amending Regulation (EU) 2016/72. Official Journal of the European Union, L295: 1–10.

EU, 2017a. Council Regulation (EU) 2017/127 of 20 January 2017 fixing for 2017 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Union waters and, for Union fishing vessels, in certain non-Union waters. Official Journal of the European Union, L24: 1–172.

EU, 2017b. Council Regulation (EU) 2017/1970 of 27 October 2017 fixing for 2018 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks applicable in the Baltic Sea and amending Regulation (EU) 2017/127. Official Journal of the European Union, L281: 1–10.

EU, 2018. Council Regulation (EU) 2018/120 of 23 January 2018 fixing for 2018 the fishing opportunities for certain fish stocks and groups of fish stocks, applicable in Union waters and, for Union fishing vessels, in certain non-Union waters, and



- amending Regulation (EU) 2017/12. Official Journal of the European Union, L27: 1–168.
- FAO, 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom, Italien, 200 S.
- Fedler, A.J., Ditton, R.B., 1994. Understanding angler motivations in fisheries management. *Fisheries*, 19: 6–13.
- Fedler, A.J., 2002. To keep or release: Understanding differences in angler behaviour. In: *Catch and Release in Marine Recreational Fisheries*, S. 208–211. Lucy, J.A., Studholme, A.L. (Hrsg.), American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, 250 S.
- Ferter, K., Borch, T., Kolding, J., Vølstad, J.H., 2013a. Angler behaviour and implications for management - catch-and-release among marine angling tourists in Norway. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 137–147.
- Ferter, K., Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., Vølstad, J.H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., et al., 2013b. Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management. *ICES Journal of Marine Science*, 70: 1319–1329.
- Ferter, K., 2015a. Catch-and-release of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in recreational fisheries. Dissertationsschrift, Universität Bergen, Bergen, Norwegen, 44 S.
- Ferter, K., Hartmann, K., Kleiven, A.R., Moland, E., Olsen E.M., 2015b. Catch-and-release of Atlantic cod (*Gadus morhua*): post-release behaviour of acoustically pretagged fish in a natural marine environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72: 252–261.
- Ferter, K., Weltersbach, M.S., Humborstad, O.-B., Fjelldal, P. G., Sambraus, F., Strehlow, H.V. Vølstad, J.H., 2015c. Dive to survive: effects of capture depth on barotrauma and post-release survival of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in recreational fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 2467–2481.
- Fobert, E., Meining, P., Colotelo, A., O'Connor, C., Cooke, S.J., 2009. Cut the line or remove the hook? An evaluation of sublethal and lethal endpoints for deeply hooked bluegill. *Fisheries Research*, 99: 38–46.
- Gingerich, A.J., Cooke, S.J., Hanson, K.C., Donaldson, M.R., Hasler, C.T., Suski, C.D., Arlinghaus, R., 2007. Evaluation of the interactive effects of air exposure duration and water temperature on the condition and survival of angled and released fish. *Fisheries Research*, 86: 169–178.
- Goldsmith, W.M., Scheld, A.M., Graves, J.E., 2017. Performance of a low-cost, solar-powered pop-up satellite archival tag for assessing post-release mortality of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the US east coast light-tackle recreational fishery. *Animal Biotelemetry*, 5:29.
- Granek, E.F., Madin, E.M.P., Brown, M.A., Figueira, W., Cameron, D.S., Hogan, Z.,

- Kristiansonm, G., et al., 2008. Engaging recreational fishers in management and conservation: global case studies. *Conservation Biology*, 22: 1125–1134.
- Griffiths, S.P., Fay, G., 2015. Integrating recreational fisheries data into stock assessment: implications for model performance and subsequent harvest strategies. *Fisheries Management and Ecology*, 22: 197–212.
- Griffiths, S.P., Bryant, J., Raymond, H.F., Newcombe, P.A., 2017. Quantifying subjective human dimensions of recreational fishing: does good health come to those who bait? *Fish and Fisheries*, 18: 171–184.
- Grixti, D., Conron, S.D., Jones, P.L., 2007. The effect of hook/bait size and angling technique on the hooking location and the catch of recreationally caught black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Fisheries Research*, 84: 338–344.
- Grixti, D., Conron, S.D., Morison, A., 2010. Post-release survival of recreationally caught snapper, *Pagrus auratus*, in Port Phillip Bay, south-eastern Australia. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 1–9.
- Hall, K.C., Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Rowland, S.J., 2009. Effects of angling on post-release mortality, gonadal development and somatic condition of Australian bass *Macquaria novemaculeata*. *Journal of Fish Biology*, 75: 2737–2755.
- Harper, D.E., Bohnsack, J.A., Lockwood, B.R., 2000. Recreational fisheries in Biscayne National Park, Florida, 1976-1991. *Marine Fisheries Review*, 62: 8–26.
- Helfman, G.S., Collett, B.B., Facey, D.E., Bowen, B., 2009. *The Diversity of Fishes: Biology, Evolution, and Ecology* (2. Aufl.). Wiley-Blackwell, Oxford, Vereinigtes Königreich, 736 S.
- Herfaut, J., Levrel, H., Thébaud, O., Véron, G., 2013. The nationwide assessment of marine recreational fishing: A French example. *Ocean & Coastal Management*, 78: 121–131.
- Hessenauer, J.-M., Vokoun, J., Davis, J., Jacobs, R., O'Donnell, E., 2018. Size structure suppression and obsolete length regulations in recreational fisheries dominated by catch-and-release. *Fisheries Research*, 200: 33–42.
- Hühn, D., Arlinghaus, R., 2011. Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: a quantitative meta-analysis. In: *The angler in the environment: social, economic, biological and ethical dimensions*, S. 141–170. Beard, T.D., Arlinghaus, R., Sutton, S.G. (Hrsg.), American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, 365 S.
- Hulbert, P.J., Engstrom-Heg, R., 1980. Hooking mortality of worm-caught hatchery brown trout. *New York Fish and Game Journal*, 27: 1–9.
- Hyder, K., Radford, Z., Prellezo, R., Weltersbach, M.S., Lewin, W.-C., Zarauz, L., Ferter, K., et al., 2017. Research for PECH Committee - Marine recreational and semi-subsistence fishing - its value and its impact on fish stocks. European Parliament, Policy Department for Structural and Cohesion Policies, Brüssel, Belgien, 140 S.

- Hyder, K., Weltersbach, M.S., Armstrong, M., Ferter, K., Townhill, B., Ahvonen, A., Arlinghaus, R., et al., 2018. Recreational sea fishing in Europe in a global context—Participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries*, 19: 225–243.
- ICES, 2013. Report of the ICES Working Group on Recreational Fisheries Surveys 2013 (WGRFS), 22–26 April 2013, Esporles, Spanien. ICES CM 2013/ACOM:23, 49 S.
- ICES, 2016. Report of the Working Group for the Celtic Seas Ecoregion (WGCSE), 4–13 Mai 2016, Kopenhagen, Dänemark. ICES CM 2016/ACOM:13, 513 S.
- ICES, 2017a. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort in the Baltic Sea Ecoregion - Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 22–24, western Baltic stock (western Baltic Sea). ICES, Kopenhagen, Dänemark. DOI: 10.17895/ices.pub.3095, 14 S.
- ICES, 2017b. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort in the Baltic Sea Ecoregion - Atlantic salmon (*Salmo salar*) in subdivisions 22–31 (Baltic Sea, excluding the Gulf of Finland). ICES, Kopenhagen, Dänemark. DOI: 10.17895/ices.pub.3221, 21 S.
- ICES, 2017c. Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 27 März - 4 April 2017, Gdańsk, Polen. ICES CM 2017/ACOM:10, 298 S.
- ICES, 2017d. ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort in the Celtic Seas and Greater North Sea Ecoregions - Seabass (*Dicentrarchus labrax*) in divisions 4.b–c, 7.a, and 7.d–h (central and southern North Sea, Irish Sea, English Channel, Bristol Channel, and Celtic Sea). ICES, Kopenhagen, Dänemark. DOI: 10.17895/ices.pub.3334, 8 S.
- Jenkins, T.M., 2003. Evaluating recent innovations in bait fishing tackle and technique for catch and release of rainbow trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1098–1107.
- Karpouzi, V.S., Stergiou, K.I., 2003. The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. *Journal of Fish Biology*, 62: 1353–1365.
- Kearney, R.E., Andrew, N.L., West, R.J., 1996. Some issues in the management of Australia's marine and coastal fisheries resources. *Ocean & Coastal Management*, 33: 133–146.
- Kearney, R.E., 2001. Fisheries property rights and recreational/commercial conflict: implications of policy developments in Australia and New Zealand. *Marine Policy*, 25: 49–59.
- Kerns, J.A., Allen, M.S., Harris, J.E., 2012. Importance of assessing population-level impact of catch-and-release mortality. *Fisheries*, 37: 502–503.
- Klefoth, T., Kobler, A., Arlinghaus, R., 2008. The impact of catch-and-release angling on short-term behaviour and habitat choice of northern pike (*Esox lucius* L.)

Hydrobiologia, 601: 99–110.

- Lee, M.Y., Steinback, S., Wallmo, K., 2017. Applying a bioeconomic model to recreational fisheries management: groundfish in the Northeast United States. *Marine Resource Economics*, 32: 191–216.
- Lennox, R.J., Whoriskey, K., Crossin, G.T., Cooke, S.J., 2015. Influence of angler hook-set behaviour relative to hook type on capture success and incidences of deep hooking and injury in a teleost fish. *Fisheries Research*, 164: 201–205.
- Lennox, R.J., Filous, A., Danylchuk, S.C., Cooke, S.J., Brownscombe, J.W., Friedlander, A.M., Danylchuk, A.J., 2017. Factors Influencing Postrelease Predation for a Catch-And-Release Tropical Flats Fishery with a High Predator Burden. *North American Journal of Fisheries Management*, 37: 1045–1053.
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R., Mehner, T., 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: Insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science*, 14: 305–367.
- Lewin, W.-C., Strehlow, H.V., Ferter, K., Hyder, K., Niemax, J., Herrmann, J.-P., Weltersbach, M.S., 2018. Estimating post-release mortality of European sea bass based on experimental angling. *ICES Journal of Marine Science*, 75: 1483–1495.
- Lucy, J.A., Studholme, A.L., (Hrsg.) 2002. *Catch and Release in Marine Recreational Fisheries*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, 250 S.
- Lynch, A.J., Cooke, S.J., Deines, A.M., Bower, S.D., Bunnell, D.B., Cowx, I.G., Nguyen, V.M., et al., 2016. The social, economic, and environmental importance of inland fishes and fisheries. *Environmental Reviews*, 24: 115–121.
- Marcek, B.J., Graves, J.E., 2014. An estimate of postrelease mortality of school-size Bluefin Tuna in the U.S. recreational troll fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 34: 602–608.
- Margenau, T.L., 2007. Effects of angling with a single-hook and live bait on muskellunge survival. *Environmental Biology of Fishes*, 79: 155–162.
- Mason, J.W., Hunt, R.L., 1967. Mortality rates of deeply hooked rainbow trout. *The Progressive Fish-Culturist*, 29: 87–91.
- McGrath, S.P., Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., 2009. Effects of salinity and anatomical hook location on the mortality and physiological response of angled-and-released sand whiting *Sillago ciliata*. *Journal of Fish Biology*, 74: 220–234.
- McGrath, S.P., Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Cairns, S.C., 2011a. Fate of three Australian teleosts after ingesting conventional and modified stainless- and carbon-steel hooks. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 2114–2122.
- McGrath, S.P., Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., Cairns, S.C., 2011b. Reviewing hook degradation to promote ejection after ingestion by marine fish. *Marine and Freshwater Research*, 62: 1237–1247.

- McGrath, S.P., Reichelt-Brushett, A.J., Butcher, P.A., Cairns, S.C., 2014. Absorption of metals in mullet (*Argyrosomus japonicus*) after ingesting nickel-plated carbon-steel hooks. *Marine Environmental Research*, 99: 188–197.
- McPhee, D.P., Leadbitter, D., Skilleter, G.A., 2002. Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? *Pacific Conservation Biology*, 8: 40–51.
- Mesnil, B., 1996. When discards survive: Accounting for survival of discards in fisheries assessments. *Aquatic Living Resources*, 9: 209–215.
- Muoneke, M.I., Childress, W.M., 1994. Hooking mortality: a review for recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 2: 123–156.
- Nelson, R.S., 2002. Catch-and-release: a management tool for Florida. In: *Catch and Release in Marine Recreational Fisheries*, S. 11–14. Lucy, J.A., Studholme, A.L. (Hrsg.), American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA, 250 S.
- NOAA, 2015. National Saltwater Recreational Fisheries Policy. NOAA's National Marine Fisheries Service, Silver Spring, USA, 8 S.  
[http://www.nmfs.noaa.gov/sfa/management/recreational/documents/noaa\\_recfish\\_policy.pdf](http://www.nmfs.noaa.gov/sfa/management/recreational/documents/noaa_recfish_policy.pdf) (9. Januar 2018).
- Nguyen, V.M., Rudd, M.R., Hinch, S.G., Cooke, S.J., 2012. Differences in information use and preferences among recreational salmon anglers: implications for management initiatives to promote responsible fishing. *Human Dimensions of Wildlife*, 17: 248–256.
- Parkkila, K., Arlinghaus, R., Artell, J., Gentner, B., Haider, W., Aas, Ø., Barton, D., et al., 2010. European Inland Fisheries Advisory Commission Methodologies for Assessing Socio-Economic Benefits. EIFAC Occasional Paper No. 46, FAO, Ankara, Türkei, 112 S.
- Pawson, M.G., Glenn, H., Padda, G., 2008. The definition of marine recreational fishing in Europe. *Marine Policy*, 32: 339–350.
- Pelletier, C., Hanson, K.C., Cooke, S.J., 2007. Do catch-and-release guidelines from state and provincial fisheries agencies in North America conform to scientifically based best practices? *Environmental Management*, 39: 760–773.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., 2014. Ecology and distribution of *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus 1758). In: *Biology of European Sea Bass* (2. Aufl.), S. 3–33. Sánchez Vázquez, F.J., Muñoz-Cueto, J.A. (Hrsg.), CRC Press, London, Vereinigtes Königreich, 409 S.
- Pickett, G.D., Eaton, D.R., Cunningham, S., Dunn, M.R., Potten, S.D., Whitmarsh, D., 1995. An appraisal of the UK bass fishery and its management. Laboratory Leaflet 75, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food - Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, Vereinigtes Königreich, 47 S.
- Pinder, A.C., Velterop, R., Cooke, S.J., Britton, J.R., 2016. Consequences of catch-and-release angling for black bream *Spondyliosoma cantharus*, during the parental care

- period: implications for management. *ICES Journal of Marine Science*, 74: 254–262.
- Piovano, S., Clò, S., Giacoma, C., 2010. Reducing longline bycatch: the larger the hook, the fewer the stingrays. *Biological Conservation*, 143: 261–264.
- Policansky, D., 2002. Catch-and-release recreational fishing: A historical perspective. In: *Recreational Fisheries: Ecological, Economic and Social Evaluation*, S. 74–93. Pitcher, T.J., Hollingworth, C.E. (Hrsg.), Blackwell, London, Vereinigtes Königreich, 288 S.
- Pollock, K.H., Jones, C.M., Brown, T.L., 1994. Angler Surveys and Their Application to Fisheries Management. American Fisheries Society Special Publication 25, Bethesda, MD, USA, 371 S.
- Pollock, K.H., Pine III, W.E., 2007. The design and analysis of field studies to estimate catch-and-release mortality. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 123–130.
- Post, J.R., Mushens, C., Paul, A., Sullivan, M., 2003. Assessment of alternative harvest regulations for sustaining recreational fisheries: model development and application to bull trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 22–34.
- Quinn, S.P., 1996. Trends in regulatory and voluntary catch-and-release fishing. *American Fisheries Society Symposium*, 16: 152–162.
- Raby, G.D., Packer, J.R., Danylchuk, A.J., Cooke, S.J., 2014. The understudied and underappreciated role of predation in the mortality of fish released from fishing gears. *Fish and Fisheries*, 15: 489–505.
- Reeves, K.A., Bruesewitz, R.E., 2007. Factors Influencing the Hooking Mortality of Walleyes Caught by Recreational Anglers on Mille Lacs, Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 27: 443–452.
- Ringuet, S., Muto, F., Raymakers, C., 2002. Eels: their harvest and trade in Europe and Asia. *TRAFFIC Bulletin*, 19: 2–27.
- Robert, J.J., Larocque, S.M., Cooke, S.J., 2012. Influence of hook size and style on short-term survival of deeply hooked bluegills. *North American Journal of Fisheries Management*, 32: 869–874.
- Rocklin, D., Levrel, H., Drogou, M., Veron, G., 2012. La pêche récréative au bar sur les façades Atlantique, Manche et Mer du Nord - Résultats de l'enquête 2009–2011. Ifremer, Brest, Frankreich, 4 S.
- Rocklin, D., Levrel, H., Drogou, M., Herfaut, J., Veron, G., 2014. Combining telephone surveys and fishing catches self-report: The French sea bass recreational fishery assessment. *PLoS ONE*, 9: e87271.
- Rogers, M.W., Barbour, A.B., Wilson, K.L., 2014. Trade-offs in experimental designs for estimating post-release mortality in containment studies. *Fisheries Research*, 151: 130–135.
- Ryan, K.L., Trinnie, F.I., Jones, R., Hart, A.M., Wise, B.S., 2016. Recreational fisheries data requirements for monitoring catch shares. *Fisheries Management and Ecology*, 23:

- Salonius, K., Iwama, G.K., 1993. Effects of early rearing environment on stress response, immune function, and disease resistance in juvenile Coho (*Oncorhynchus kisutch*) and Chinook salmon (*O. tshawytscha*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 759–766.
- Schill, D.J., 1996. Hooking mortality of bait-caught rainbow trout in an Idaho trout stream and a hatchery: implications for special-regulation management. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 348–356.
- Schisler, G.J., Bergersen, E.P., 1996. Postrelease hooking mortality of rainbow trout caught on scented artificial baits. *North American Journal of Fisheries Management*, 16: 570–578.
- Schreer, J.F., Resch, D.M., Gately, M.L., Cooke, S.J., 2005. Swimming performance of brook trout after simulated catch-and-release angling: looking for air exposure thresholds. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 1513–1517.
- Schroeder, D.M., Love, M.S., 2002. Recreational fishing and marine fish populations in California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report*, 43: 182–190.
- Siepkier, M.J., Ostrand K.G., Wahl, D.H., 2006. Effects of angling on feeding by largemouth bass. *Journal of Fish Biology*, 69: 783–793.
- Siepkier, M.J., Cooke, S.J., Wahl, D.H., Philipp, D.P., 2009. Individual reproductive success of largemouth bass and smallmouth bass subjected to different components of competitive angling events. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 818–825.
- Smith, P.A., 2002. The relationship between stock and catch and the effect of bait on catch as determined for a UK recreational catch and release fishery. *Fisheries Management and Ecology*, 9: 261–266.
- Sparrevohn, C.R., Storr-Paulsen, M., 2012. Using interview-based recall surveys to estimate cod *Gadus morhua* and eel *Anguilla anguilla* harvest in Danish recreational fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 69: 323–330.
- Stein, J.A., Shultz, A.D., Cooke, S.J., Danylchuk, A.J., Hayward, K., Suski, C.D., 2012. The influence of hook size, type, and location on hook retention and survival of angled bonefish (*Albula vulpes*). *Fisheries Research*, 113: 147–152.
- Stokesbury, M.J.W., Neilson, J.D., Susko, E., Cooke, S.J., 2011. Estimating mortality of Atlantic Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) in an experimental recreational catch-and-release fishery. *Biological Conservation*, 144: 2684–2691.
- Strehlow, H.V., Schultz, N., Zimmermann, C., Hammer, C., 2012. Cod catches taken by the German recreational fishery in the western Baltic Sea, 2005-2010: implications for stock assessment and management. *ICES Journal of Marine Science*, 69: 1769–1780.

- Sullivan, M.G., 2002. Illegal angling harvest of walleyes protected by length limits in Alberta. *North American Journal of Fisheries Management*, 22: 1053–1063.
- Suski, C., Svec, J., Ludden, J., Phelan, F., Philipp, D., 2003. The effect of catch-and-release angling on the parental care behavior of male smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132: 210–218.
- Suski, C.D., Killen, S.S., Cooke, S.J., Kieffer, J.D., Philipp, D.P., Tufts, B.L., 2004. Physiological significance of the weigh-in during live-release angling tournaments for Largemouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1291–1303.
- Sutton, S.G., Ditton, R.B., 2001. Understanding catch-and-release behavior among U.S. Atlantic bluefin tuna anglers. *Human Dimensions of Wildlife*, 6: 49–66.
- Sutton, S.G., 2003. Personal and situational determinants of catch-and-release choice of freshwater anglers. *Human Dimensions of Wildlife*, 8: 109–126.
- Tesch, F.-W., 2003. *The eel* (3. Aufl.). Blackwell Science, Oxford, Vereinigtes Königreich, 408 S.
- Thompson, L.A., Cooke, S.J., Donaldson, M.R., Hanson, K.C., Gingerich, A., Klefoth, T., Arlinghaus, R., 2008. Physiology, behavior, and survival of angled and air-exposed Largemouth Bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 28: 1059–1068.
- Thorstad, E.B., Hay, C.J., Næsje, T.F., Chanda, B., Økland, F., 2004. Effects of catch-and-release angling on large cichlids in the subtropical Zambezi River. *Fisheries Research*, 69: 141–144.
- Toivonen, A.L., Roth, E., Navrud, S., Gudbergsson, G., Appelblad, H., Bengtsson, B., Tuunainen, P., 2004. The economic value of recreational fisheries in Nordic countries. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 1–14.
- Tsuboi, J., Morita, K., Ikeda, H., 2006. Fate of deep-hooked white-spotted charr after cutting the line in a catch-and-release fishery. *Fisheries Research*, 79: 226–230.
- Van Beveren, E., Duplisea, D., Castonguay, M., Doniol-Valcroze, T., Plourde, S., Cadigan, N., 2017. How catch underreporting can bias stock assessment of and advice for northwest Atlantic mackerel and a possible resolution using censored catch. *Fisheries Research*, 194: 146–154.
- van der Hammen, T., de Graaf, M., 2012. Recreational fishery in the Netherlands: catch estimates of cod (*Gadus morhua*) and eel (*Anguilla anguilla*) in 2010. Report Nummer C014/12, IMARES Wageningen UR, Wageningen, Nederlande, 61 S.
- van der Hammen, T., de Graaf, M., Lyle, J.M., 2016. Estimating catches of marine and freshwater recreational fisheries in the Netherlands using an online panel survey. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 441–450.
- Veiga, P., Ribeiro, J., Gonçalves, J.M.S., Erzini, K., 2010. Quantifying recreational shore angling catch and harvest in southern Portugal (north-east Atlantic Ocean): Implications for conservation and integrated fisheries management. *Journal of Fish*



Biology, 76: 2216–2237.

- Walters, C.J., Martell, S.J.D., 2004. Fisheries Ecology and Management. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA, 399 S.
- Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., 2013. Dead or alive — estimating post-release mortality of Atlantic cod in the recreational fishery. ICES Journal of Marine Science, 70: 864–872.
- Weltersbach, M.S., Ferter, K., Sambras, F., Strehlow, H.V., 2016. Hook shedding and post-release fate of deep-hooked European eel. Biological Conservation, 199: 16–24.
- Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., Ferter, K., Klefoth, T., de Graaf, M., Dorow, M., 2018. Estimating and mitigating post-release mortality of European eel by combining citizen science with a catch-and-release angling experiment. Fisheries Research, 201: 98–108.
- White, A.J., Schreer, J.F., Cooke, S.J., 2008. Behavioral and physiological responses of the congeneric largemouth (*Micropterus salmoides*) and smallmouth bass (*M. dolomieu*) to various exercise and air exposure durations. Fisheries Research, 89: 9–16.
- Wilson, S.M., Raby, G.D., Burnett, N.J., Hinch, S.G., Cooke, S.J., 2014. Looking beyond the mortality of bycatch: sublethal effects of incidental capture on marine animals. Biological Conservation, 171: 61–72.
- Wydoski, R.S., 1977. Relation of hooking mortality and sublethal hooking stress to quality fisheries management. In: Catch-and-Release Fishing as a Management Tool, S. 43–87. Barnhart, R.A., Roelofs, R.D. (Hrsg.). Humboldt State University, Arcata, CA, USA, 221 S.
- Zarauz, L., Ruiz, J., Urtizberea, A., Andonegi, E., Mugerza, E., Artetxe, I., 2015. Comparing different survey methods to estimate European sea bass recreational catches in the Basque Country. ICES Journal of Marine Science, 72: 1181–1191.
- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M.L.D., Pauly, D., 2018. Global marine fisheries discards: a synthesis of reconstructed data. Fish and Fisheries, 19: 30–39.

- 2 Ferter, K., **Weltersbach, M.S.**, Strehlow, H.V., Vølstad, J.H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., et al., 2013. **Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management.** ICES Journal of Marine Science, 70: 1319–1329.  
<https://academic.oup.com/icesjms/article/70/7/1319/609574>

### **Abstract**

While catch-and-release (C&R) is a well-known practice in several European freshwater recreational fisheries, studies on the magnitude and impact of this practice in European marine recreational fisheries are limited. To provide an overview of the practice and magnitude of C&R among marine recreational anglers in Europe, the existing knowledge of C&R and its potential associated release mortality was collected and summarized. The present study revealed that in several European countries over half of the total recreational catch is released by marine anglers. High release proportions of >60% were found for Atlantic cod (*Gadus morhua*), European sea bass (*Dicentrarchus labrax*), pollack (*Pollachius pollachius*), and sea trout (*Salmo trutta*) in at least one of the studied European countries. In the case of the German recreational Baltic Sea cod fishery, release proportions varied considerably between years, presumably tracking a strong year class of undersized fish. Reasons for release varied between countries and species, and included legal restrictions (e.g. minimum landing sizes and daily bag limits) and voluntary C&R. Considering the magnitude of C&R practice among European marine recreational anglers, post-release mortalities of released fish may need to be accounted for in estimated fishing mortalities. However, as the survival rates of European marine species are mostly unknown, there is a need to conduct post-release survival studies and to identify factors affecting post-release survival. Such studies could also assist in developing species-specific, best-practice guidelines to minimize the impacts of C&R on released marine fish in Europe.

© 2013 International Council for the Exploration of the Sea. Published by Oxford University Press. All rights reserved.

Dieser Zeitschriftenartikel ist aus Urheberrechtsgründen nicht in der Online-Version der Dissertation enthalten.

This article is not included in the online version of the dissertation due to copyright reasons.

- 3 Lewin, W.-C., Strehlow, H.V., Ferter, K., Hyder, K., Niemax, J., Herrmann, J.-P., **Weltersbach, M.S.**, 2018. **Estimating post-release mortality of European sea bass based on experimental angling.** ICES Journal of Marine Science, 75: 1483–1495.  
<https://academic.oup.com/icesjms/article/75/4/1483/4816122>

## Abstract

European sea bass (*Dicentrarchus labrax*) is an important target species for recreational and commercial fisheries. In recent years, the spawning stock biomass has declined markedly in some areas, and strict management measures have been introduced. However, the development of appropriate stock assessment and fisheries management has been hampered by a lack of information on post-release mortality. This study investigated post-release mortality of sea bass captured with common recreational fishing gear under experimental conditions in an aquaculture facility over 10 d. Three experiments investigated: (i) the effects of different bait types; (ii) the impact of prolonged air exposure; and (iii) the impact of deep hooking on post-release mortality. By combining the experimental results with country-specific information on sea bass angling practices, estimates of post-release mortality are provided for the northern sea bass stock. No mortality was observed for sea bass captured on artificial baits. The use of natural baits resulted in a mortality of 13.9% (95% CI = 4.7–29.5%), which was associated with deep hooking, hooking injuries, and prolonged air exposure. The use of artificial baits and short air exposure ( $\leq 30$  s) increased survival probability, whereas deep hooking resulted in 76.5% (95% CI = 50.0–93.2%) mortality. Depending on country-specific angling practices, post-release mortality estimates ranged from 2.8% to 9.1% (mean = 5.0%, 95% CI = 1.7–14.4%) for northern sea bass. Despite these relatively low mortality estimates, post-release mortality should be considered in stock assessments as its cumulative impact may be high. Moreover, post-release mortality can be reduced by implementing species-specific best practice guidelines.

© 2018 International Council for the Exploration of the Sea. Published by Oxford University Press. All rights reserved.

Dieser Zeitschriftenartikel ist aus Urheberrechtsgründen nicht in der Online-Version der Dissertation enthalten.

This article is not included in the online version of the dissertation due to copyright reasons.

- 4 **Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., Ferter, K., Klefoth, T., de Graaf, M., Dorow, M., 2018. Estimating and mitigating post-release mortality of European eel by combining citizen science with a catch-and-release angling experiment.** Fisheries Research, 201: 98–108.  
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0165783618300171>

## **Abstract**

Several anguillid eel species have experienced severe population declines over the past decades, particularly the European eel (*Anguilla anguilla*), which is listed as critically endangered by the International Union for Conservation of Nature. To reduce fishing mortality, many European countries have introduced strict recreational eel fishing regulations increasing regulatory catch-and-release (C&R) practice. Despite high release rates, only limited information exists on the potential consequences of C&R on eels. A field experiment was conducted with pre-tagged eels in a semi-natural environment to investigate lethal and sublethal impacts of C&R. The experiment was combined with a citizen science study evaluating the effects of different hooks on catch rates, fish size, and hooking location to develop best practice guidelines. Short-term mortality ( $\leq 72$  h) ranged from 0.0–18.2%, and adjusted long-term mortality ( $> 72$  h) from 0.0–46.2% depending on treatments, resulting in adjusted total mortality rates between 8.4% and 64.4% at the end of the study period ( $\geq 43$  d). The only significant predictor of mortality was the occurrence of bleeding from hooking injuries. Deep hooking was common, and only few deep-hooked eels for which the fishing line was cut and the hook left in place shed the hook after release. However, no significant effect of C&R on eel condition was found. The citizen science study showed that anglers can significantly decrease the catch of small eels, and thus release rates, by using large J-hooks. Furthermore, large J-hooks or circle hooks reduced the likelihood of deep hooking compared to small J-hooks. Post-release mortality of eels caught in recreational fisheries needs to be considered in future stock assessments and management plans to ensure conservation of the European eel. This study also highlights the strength of combining citizen science with experimental studies to develop best practice guidelines promoting fish conservation.

© 2018 The Author(s). Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).



# Estimating and mitigating post-release mortality of European eel by combining citizen science with a catch-and-release angling experiment

Marc Simon Weltersbach<sup>a,b,\*</sup>, Harry Vincent Strehlow<sup>a</sup>, Keno Ferter<sup>c</sup>, Thomas Klefoth<sup>d</sup>, Martin de Graaf<sup>e,f</sup>, Malte Dorow<sup>g</sup>

<sup>a</sup> Thünen Institute of Baltic Sea Fisheries (Thünen-OF), Alter Hafen Süd 2, 18069 Rostock, Germany

<sup>b</sup> Institute for Biosciences, University of Rostock, Albert-Einstein-Straße 3, 18059 Rostock, Germany

<sup>c</sup> Institute of Marine Research, Fisheries Dynamics, P.O. Box 1870, N-5817 Bergen, Norway

<sup>d</sup> Angling Association of Lower Saxony (Anglerverband Niedersachsen e.V.), Brüsseler Straße 4, 30539 Hannover, Germany

<sup>e</sup> Wageningen Marine Research, PO Box 68, 1970 AB IJmuiden, The Netherlands

<sup>f</sup> DPI Fisheries, Narrandera Fisheries Centre, 70 Buckingbong Road, P.O. Box 182, Narrandera, NSW 2700, Australia

<sup>g</sup> State Research Centre of Agriculture and Fisheries Mecklenburg-Vorpommern, Fischerweg 408, 18069 Rostock, Germany



## ARTICLE INFO

Handled by A.E. Punt

### Keywords:

*Anguilla anguilla*  
Discard mortality  
Fishing gear selectivity  
Hooking mortality  
Recreational fisheries  
Stock assessment

## ABSTRACT

Several anguillid eel species have experienced severe population declines over the past decades, particularly the European eel (*Anguilla anguilla*), which is listed as critically endangered by the International Union for Conservation of Nature. To reduce fishing mortality, many European countries have introduced strict recreational eel fishing regulations increasing regulatory catch-and-release (C&R) practice. Despite high release rates, only limited information exists on the potential consequences of C&R on eels. A field experiment was conducted with pre-tagged eels in a semi-natural environment to investigate lethal and sublethal impacts of C&R. The experiment was combined with a citizen science study evaluating the effects of different hooks on catch rates, fish size, and hooking location to develop best practice guidelines. Short-term mortality ( $\leq 72$  h) ranged from 0.0–18.2%, and adjusted long-term mortality ( $> 72$  h) from 0.0–46.2% depending on treatments, resulting in adjusted total mortality rates between 8.4% and 64.4% at the end of the study period ( $\geq 43$  d). The only significant predictor of mortality was the occurrence of bleeding from hooking injuries. Deep hooking was common, and only few deep-hooked eels for which the fishing line was cut and the hook left in place shed the hook after release. However, no significant effect of C&R on eel condition was found. The citizen science study showed that anglers can significantly decrease the catch of small eels, and thus release rates, by using large J-hooks. Furthermore, large J-hooks or circle hooks reduced the likelihood of deep hooking compared to small J-hooks. Post-release mortality of eels caught in recreational fisheries needs to be considered in future stock assessments and management plans to ensure conservation of the European eel. This study also highlights the strength of combining citizen science with experimental studies to develop best practice guidelines promoting fish conservation.

## 1. Introduction

Globally, several catadromous, anguillid eel populations including the American (*Anguilla rostrata*), Japanese (*Anguilla japonica*) and European eel (*Anguilla anguilla*) have experienced severe declines to less than 10% of their population levels compared to the 1970s, in recent decades (reviewed in Jacoby et al., 2015; Tzeng, 2016). This is particularly true for the European eel (hereinafter referred to as ‘eel’), a socio-economically important target species for both commercial and recreational fishers (e.g., Dekker, 2003; Dekker and Beaulaton, 2016;

Dorow et al., 2010; Moriarty and Dekker, 1997; Ringuelet et al., 2002), which has been listed as critically endangered by the International Union for Conservation of Nature (Jacoby and Gollock, 2014) and in Annex II of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora to control its trade (CITES, 2014). Multiple potential threats, including fishing pressure, climate change, spread of parasites and diseases, increased predation, pollution, and waterbody obstructions have been identified (reviewed in Bevacqua et al., 2015; Dekker, 2008; FAO and ICES, 2007; Feunteun, 2002). Due to the critical stock situation, a council regulation of the European

\* Corresponding author at: Thünen Institute of Baltic Sea Fisheries (Thünen-OF), Alter Hafen Süd 2, 18069 Rostock, Germany.

E-mail addresses: [simon.weltersbach@thuenen.de](mailto:simon.weltersbach@thuenen.de) (M.S. Weltersbach), [harry.strehlow@thuenen.de](mailto:harry.strehlow@thuenen.de) (H.V. Strehlow), [keno@hi.no](mailto:keno@hi.no) (K. Ferter), [t.klefoth@av-nds.de](mailto:t.klefoth@av-nds.de) (T. Klefoth), [martin.de.graaf@dpi.nsw.gov.au](mailto:martin.de.graaf@dpi.nsw.gov.au) (M. de Graaf), [m.dorow@lfa.mvnet.de](mailto:m.dorow@lfa.mvnet.de) (M. Dorow).

<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.01.010>

Received 5 January 2018; Received in revised form 16 January 2018; Accepted 17 January 2018

Available online 03 February 2018

0165-7836/ © 2018 The Author(s). Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Union (EU) came into force in 2007 obliging all EU member states to provide national eel conservation management plans by 2009. These management plans aim to ensure escapement of at least 40% of the adult eels from river and coastal catchments into the sea, where they can spawn, relative to the estimated escapement without anthropogenic impacts (EC, 2007). Various management measures such as restocking, habitat improvements, and commercial and recreational fishing regulations have been introduced by EU member states to meet the 40% escapement target. Some countries (e.g., United Kingdom, the Netherlands, and Sweden) have prohibited all recreational harvest of eel to reduce recreational fishing mortality (Ferber et al., 2013; ICES, 2013, 2016a,b) while others introduced seasonal closures, bag limits or higher minimum landing sizes in the recreational fishery (ICES, 2013, 2016a,b).

Several studies have indicated that recreational eel harvest is substantial compared to the commercial fishery in some regions (Baisez and Laffaille, 2008; Dorow and Arlinghaus, 2011; ICES, 2016a,b; van der Hammen et al., 2015). A recent comparison of recreational and commercial eel landings from six European countries (Denmark, Italy, Lithuania, Norway, Poland, and the Netherlands) revealed that recreational landings represented at least 7–32% of the total landings in these countries (ICES, 2016a). Yet, for many European countries, recreational eel catch data are still missing or incomplete, and the proportion of the recreational catches might be even higher in some countries. Even though few studies quantifying release rates in European recreational eel fisheries are available, there are indications for substantial release rates in many countries, mainly as a result of recreational harvest regulations, i.e., bag limits, minimum landing sizes, and protection of the eel (Ferber et al., 2013; ICES, 2016a,b). For example, a nation-wide recreational fishery survey from the Netherlands showed a release proportion of 72%, corresponding to 890,000 released eels in 2010 (van der Hammen et al., 2015).

The underlying assumption of catch-and-release (C&R) is that the released fish survive (Arlinghaus et al., 2007). However, C&R can have both lethal and sublethal impacts on the fish, which may render recreational fishing regulations and conservation strategies, resulting in C&R, less effective (Arlinghaus et al., 2007; Coggins et al., 2007; Lewin et al., 2006) and may have negative consequences on the population level (Hessenauer et al., 2018; Kerns et al., 2012). Considering the precarious eel stock situation, and the significant releases in the recreational fishery, there is an urgent need to investigate lethal and sublethal consequences of C&R on eels to improve management and conservation (ICES, 2016a). To the best of our knowledge, there is only one study dealing with the post-release fate of eels caught with rod-and-line (Weltersbach et al., 2016). It focused on hook shedding and post-release fate of deep-hooked eels for which the fishing line was cut and the hook left in place (hereinafter referred to as deep-hooked, line-cut eels) monitored under unnatural holding conditions for 23 weeks. However, this study did not provide absolute post-release mortality estimates that may be used for stock assessment purposes (Weltersbach et al., 2016).

Beside the need for post-release mortality estimates, it is also important to develop and communicate best practice guidelines to minimize post-release mortality and sublethal effects of C&R on eels (Weltersbach et al., 2016). Such best practice guidelines should be evidence-based, and many studies exist where best practice guidelines have been developed for other species based on C&R experiments in the field or in the laboratory (reviewed in Brownscombe et al., 2017). However, there is a risk that best practice guidelines derived from experimental work do not represent real fishing practices, which may result in ineffective guidelines and low acceptance by the recreational fishing community (Brownscombe et al., 2017).

Citizen science provides an opportunity to involve members of the public in academic research programmes, and has gained increasing attention as a cost-effective tool for the collection of scientific data (e.g., Conrad and Hilchey, 2011; Roy et al., 2012; Silvertown, 2009; Thiel

et al., 2014; Tulloch et al., 2013). Even though citizen science has become an important data source in recreational fisheries research (e.g., Fairclough et al., 2014; Granek et al., 2008; Papenfuss et al., 2015; Venturelli et al., 2016; Williams et al., 2015), only few studies focusing on C&R fishing and post-release mortality have incorporated citizen science in the past (but see e.g., Danylchuk et al., 2011; McClellan Press et al., 2016; Weltersbach and Strehlow, 2013). Nevertheless, the development of best practice guidelines can benefit from the inclusion of data collected by anglers on a voluntary basis leading to improvements in fisheries management and conservation (Cooke et al., 2017a; Granek et al., 2008).

To estimate post-release mortality and to develop best practice guidelines reducing negative impacts of C&R on eel, a C&R angling experiment combined with a citizen science study was performed. The C&R angling experiment was conducted with pre-tagged fish under semi-natural conditions to (i) estimate post-release mortality rates, (ii) identify factors affecting mortality, and (iii) investigate sublethal effects of C&R on physical condition of eels. The citizen science study involving voluntary eel anglers was conducted to evaluate (iv) catch rates, (v) length-frequency distributions, (vi) hooking locations, and (vii) angler attitude towards three different hooks (a J-hook model in two sizes and a circle hook). The results of both studies were used to develop species-specific best practice guidelines to increase post-release survival, mitigate the catch of undersized fish, and thus reduce recreational fishing mortality.

## 2. Material and methods

### 2.1. C&R angling experiment

#### 2.1.1. Study site, tagging, and stocking

The C&R angling experiment was carried out in a freshwater pond system in Mecklenburg-Western Pomerania, Germany between May and September 2015. Three adjacent, drainable ponds (two angling ponds and one holding pond) with similar dimensions (rectangular; length  $\times$  width  $\times$  depth: 41 m  $\times$  9 m  $\times$  1.5 m) and muddy substrate were used. Each pond was supplied with flow-through freshwater (5000 L  $\times$  h<sup>-1</sup>) from a nearby river to ensure adequate water quality. The in- and outlets of the ponds were covered with nets (7 mm mesh size) to prevent eel escapement. Water inflow, water source, and light conditions were the same for all three ponds to ensure similar environmental conditions. To prevent predation by avian predators such as herons (*Ardea cinerea*) and cormorants (*Phalacrocorax carbo*), warning tape was fixed 1 m above the water surface at regular intervals (1.5 m) to act as a deterrent. The ponds contained some natural littoral and submerged vegetation (*Carex* spp. and *Myriophyllum* spp.) and were equipped with hiding places (ceramic pipes: 10 cm  $\varnothing$   $\times$  100 cm length). Natural populations of invertebrates (e.g., Chironomidae and Lymnaeidae) and three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) were available for the eels to feed on.

A total of 306 wild eels (yellow eel stage according to Durif et al., 2005) were caught using fyke nets by a local commercial fisher in several lakes of the Mecklenburg Lake Plateau in May and June 2015. These eels were transported to the study site in an aerated 1000-L tank in three batches. Upon arrival, all eels were anaesthetized using aqueous solution of 2-Phenoxyethanol (1.5 mL  $\times$  L<sup>-1</sup>), length measured (total length [TL] to the nearest cm), weighed (total weight to the nearest g), and individually tagged with passive integrated transponder tags (PIT tag; ID 162-8-PM, EURO I.D., Weilerswist, Germany; dimensions: 2.12 mm  $\varnothing$   $\times$  9 mm length) inserted into the posterior abdominal cavity through a surgical incision (2 mm length). This tagging procedure has been proven to provide fast healing and high survival rates (Baras and Jeandrain, 1998; Weltersbach et al., 2016). After a 1 h recovery period in a container filled with fresh pond water, eels were distributed equally to two angling ponds, resulting in 153 eels in each pond by 11th of June 2015. TLs of the stocked eels ranged from 36 cm



to 63 cm (mean TL  $\pm$  SD = 52.7  $\pm$  4.6 cm) and total weight between 64 g and 364 g (mean total weight  $\pm$  SD = 227.0  $\pm$  55.9 g). The mean TLs and total weights of the stocked eels did not differ significantly between the two angling ponds (Student's *t*-test: *t*<sub>length</sub> = 1.06; *t*<sub>weight</sub> = 1.01; both *p* > 0.05). Depending on the date of stocking, eels were held for 19–50 d in the ponds prior to the start of the C&R angling experiment allowing for recovery and acclimatisation.

### 2.1.2. Experimental angling and catch of control fish

The experimental eel angling was conducted from the shorelines of the two angling ponds during 16 angling sessions between June 30th and July 22nd 2015. Eel angling took place at dusk and night, reflecting common eel angling practice, and the mainly nocturnal behaviour of eels (Riley et al., 2011; Tesch, 2003; Walker et al., 2014). To simulate realistic eel angling practices, five anglers fished with common eel angling equipment (medium casting rods, medium sized spinning reels and 6–8 kg breaking strain fishing line) and fishing methods (bait fishing with a fishing float [bobber] or a sinker at the bottom).

A large (size #1) and a small (size #6) version of a common offset baitholder style single hook model (Gamakatsu®, Japan, model LS-3113R) attached to 50 cm monofilament leader line (Balzer®, Germany, Platinum Royal, 0.30 mm Ø and 9.1 kg breaking strain) were used (Fig. 1). This hook model and the two hook sizes were selected as they represent hooks commonly used by eel anglers in Germany (M. S. Weltersbach, pers. comm., July 2017). The hooks were baited with 1–3 live earthworms (*Eisenia hortensis* or *Lumbricus terrestris*) depending on hook size.

Simultaneously, two bottom-set fyke nets (5 mm mesh size; one in each angling pond) were used to catch control fish to account for potential mortality caused by handling, holding, and natural mortality (Pollock and Pine, 2007). The fyke nets were checked at the start of each angling session, and all captured control fish underwent the same treatment (handling and holding) as the angled fish.

### 2.1.3. Data collection, handling, and holding

The following data were recorded: date and time of capture, pond ID, PIT tag number, total weight (to the nearest g) and water temperature (°C) for each eel (control and treatment group). Additionally, angler ID, hook size, hooking location, hooking injury (presence or absence of bleeding), and unhooking procedure (successful or failed attempts to remove the hook, or if the fishing line was cut and the hook left in place) were recorded for each angled eel. Anatomical hooking locations were categorized into two classes defined as shallow hooking (hooked in the lips, jaws or oral cavity) and deep hooking (hooked in the gills or in the gastrointestinal tract). A hook removal attempt was

conducted by hand or with pliers for all shallow-hooked eels. In addition, for each hook size (small and large), 11 deep-hooked eels were randomly selected during the C&R angling experiment and hook removal was attempted with a dehooking device (hook disgorging). The fishing line was cut as close as possible to the mouth when the hook removal attempt failed. Line cutting was also conducted for the remaining deep-hooked eels, but without any attempt to remove the hook. This experimental design resulted in six angling treatments (for both hook sizes: (i) shallow-hooked; (ii) deep-hooked – line-cut; (iii) deep-hooked – hook removal attempted), and an additional control treatment. The presence or absence of bleeding was determined by observing the eel in a white 10-L bucket filled with 10 cm of fresh pond water at the end of the handling procedure. Eels were categorized as bleeding when blood was visible in the exhaled water. Water temperature was measured every 30 min in each pond (angling and holding ponds) by an automated data logger (ONSET®, USA, model: HOBO Pendant UA-001-64) installed in 1 m depth. Water temperatures ranged between 15.3–23.8 °C, and mean water temperatures (mean  $\pm$  SD; angling pond 1 = 20.1  $\pm$  1.8 °C; angling pond 2 = 19.9  $\pm$  2.3 °C; holding pond = 19.9  $\pm$  2.3 °C) did not differ significantly (Welch's ANOVA; *F* = 1.72; *p* > 0.05) between the three ponds during the angling period.

Afterwards, all eels (control and angled fish pooled) were randomly placed into rectangular keep nets (length  $\times$  width  $\times$  height: 4 m  $\times$  0.5 m  $\times$  0.4 m) consisting of black, knotless netting (1.5 mm mesh size) located in the holding pond to monitor short-term ( $\leq$  72 h) mortality. This holding period in keep nets was included in the experimental design to obtain exact short-term mortality rates, as it is known for other species that most post-release mortality occurs within 72 h of capture (reviewed in Muoneke and Childress, 1994). For each eel, the ID of the keep net into which it was released was recorded. Maximum stocking density was 10 eels for each keep net, and the occurrence of dead fish was checked by visual inspection of the lifted keep nets (air exposure < 1 min) every 24 h. The additional stress due to this handling was assumed to be negligible as eels are known to be eurythermal and tolerant towards hypoxia (reviewed in Wilson, 2013). Eels were classified as dead when they showed common death signs such as no response to physical stimuli, no body movements and rigor mortis. Dead fish were removed, identified by their tag number, weighed, and frozen for later dissection. Keep nets were visually inspected for ejected hooks before reuse.

All surviving eels were released into the holding pond to monitor long-term mortality and sublethal effects after the 72 h holding period. Eels were held for 43–65 d after release (depending on the date of capture) in the holding pond, and the pond was daily inspected for mortalities. Visible dead fish were removed with a dip net, identified by their tag number, weighed and frozen for later dissection. Water temperature (in 1 m depth) was measured using the automated data logger and dissolved oxygen was measured daily with a hand-held probe (Xylem Analytics®, USA, model: WTW TA 197-Oxi) in 1 m depth during the holding period. Water temperature ranged between 13.4–23.5 °C (mean  $\pm$  SD = 18.4  $\pm$  1.9 °C) and dissolved oxygen between 6.8–14.3 mg  $\times$  L<sup>-1</sup> (mean  $\pm$  SD = 12.2  $\pm$  1.2 mg  $\times$  L<sup>-1</sup>) during the holding period.

At the end of the holding period, the water level of the holding pond was lowered and the pond was electrofished several times until no more eels were captured. Afterwards the pond was completely drained, and the bottom was searched for remaining dead or alive eels. All eels that survived until the end of the experiment were euthanized (aqueous solution with 5 mL  $\times$  L<sup>-1</sup> 2-Phenoxyethanol), and together with the dead individuals identified by their tag number, weighed (to the nearest g), and frozen. Subsequently, a comprehensive dissection was conducted with all recovered eels to determine potential cause of death, hooking injury, occurrence of hook shedding (only deep-hooked, line-cut fish), and physical condition.

All appropriate permissions were obtained for the C&R angling

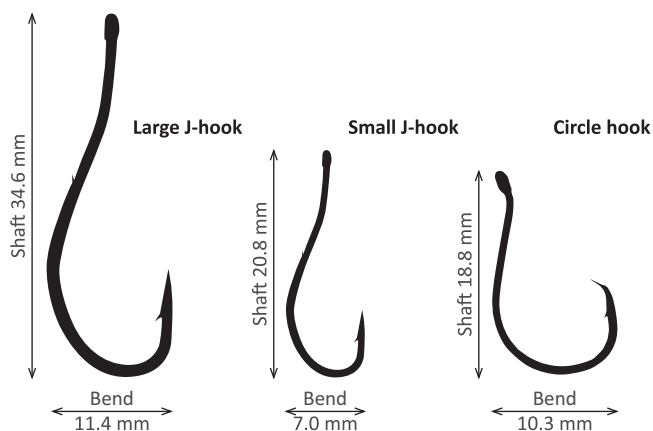


Fig. 1. Schematic drawings and dimensions (shaft length and bend width) of the two J-hooks (Gamakatsu®, Japan, model LS-3113R, size #1 and #6) used in both the C&R angling experiment and the eel angler study, and the circle hook (Gamakatsu®, Japan, model Octopus Circle, size #6) used only in the eel angler study.

experiment, and the experimental protocol was approved by the animal ethics committee of the State Office for Agriculture, Food Safety and Fisheries of Mecklenburg–Western Pomerania, Germany (reference: 7221.3-1-071/13).

## 2.2. Eel angler study

As the C&R angling experiment was performed under semi-natural conditions, a citizen science eel angler study was conducted to provide representative data on the effects of three hooks (a small and a large J-hook and a circle hook; Fig. 1) on catch-per-unit-effort (CPUE), harvest-per-unit-effort (HPUE), size selectivity (i.e., mean TL) and hooking location under realistic angling conditions. A total of 183 voluntary eel anglers from Lower Saxony, Germany were recruited via the Angling Association of Lower Saxony (Anglerverband Niedersachsen e.V.) and their associated angling clubs between June and August 2015. All anglers received a package including 25 small (size #6), 25 large (size #1) J-hooks (Gamakatsu®, Japan, model LS-3113R), and 10 circle hooks (Gamakatsu®, Japan, model Octopus Circle, size #6) together with 150 m of the same leader line used in the C&R angling experiment (Fig. 1). The circle hook was added in the eel angler study as several studies on other species have shown that circle hooks have the potential to decrease the likelihood of deep hooking due to their design compared to conventional J-hooks resulting in reduced post-release mortality (reviewed in Cooke et al., 2012; Cooke and Suski, 2004). However, the performance of circle hooks is species- and fishery-specific (Cooke et al., 2012; Cooke and Suski, 2004), and their use is not very widespread among German eel anglers (M. S. Weltersbach, pers. comm., July 2017). Therefore, the eel angler study was also used to investigate the utility of circle hooks and their acceptance in the German recreational eel fishery.

The fishing tackle was sent together with a cover letter explaining the objectives of the study and a diary including instructions on how to collect the required information. The anglers were asked to fish with all three hooks simultaneously (three rods), and to record the date, name of the water body, fishing time (h) per hook and eel catches (including zero catches) for each eel angling trip until the end of October 2015 (i.e., the end of the eel fishing season). TL (cm), hook used, hooking location (shallow- or deep-hooked as defined before), and unhooking procedure (unhooked or line-cut) were recorded for all eels caught. To evaluate the performance of each hook type/size, anglers were asked to answer a six-point Likert scale (from 1 = very good to 6 = insufficient) based on their personal experience during each fishing trip. At the end of the study period, all anglers were reminded up to two times via telephone or e-mail to return their catch diaries. Additionally, return reminders were distributed via newsletters and the website of the Angling Association of Lower Saxony.

## 2.3. Data analysis

All statistical analyses and calculations were conducted using the software R version 3.2.5 (R Core Team, 2016). Significance was set at  $\alpha < 0.05$  for all statistical hypothesis testing.

### 2.3.1. C&R angling experiment

Mean TLs and total weights of the stocked eels in the two angling ponds at the start of the C&R angling experiment were compared using Student's *t*-test. Student's *t*-test was also used to compare mean TLs of eels caught on small and large hooks, and Welch's *t*-test to compare the mean TLs of angled (data of all angled fish pooled) and control fish. A logistic regression model with a binomial probability distribution and a logit link function was used to describe the relationship between the presence/absence of bleeding and hook size (small and large), hooking location (shallow and deep hooking), unhooking treatment (unhooked, line-cut, and unsuccessful attempt to unhook), and all corresponding interaction terms. Model selection was based on backward elimination

using the second order Akaike information criterion (AICc) for small sample sizes (Anderson and Burnham, 2002) calculated with the R package "AICcmodavg" (Mazerolle, 2016). Likelihood ratio tests were performed to compare the full, null and reduced model, and the Wald test was used for significance testing of the estimated model coefficients.

Confidence intervals (95%) for short-term mortality rates were calculated using the Clopper-Pearson exact method (R package "binom", Dorai-Raj, 2014). A Bayesian generalized linear mixed model (GLMM) with a logit link function and a binomial probability distribution was used to describe the relationship between short-term mortality ( $\leq 72$  h), TL, water temperature at capture, hooking location, hook size, presence or absence of bleeding and unhooking treatment, and their corresponding interaction terms (using the R package "blme", Dorie, 2015). Angler ID, holding keep net ID and pond ID were added as random effects. The Bayesian approach (with a Gaussian prior imposed to the fixed effects) was chosen as complete separation occurred in one predictor variable (unhooking treatment) leading to the non-existence of a finite maximum likelihood regression parameter for unhooking treatment in the GLMM (Albert and Anderson, 1984; Dorie, 2015). Model selection, significance testing for model comparisons, and the estimated model coefficients were conducted as described for the GLM.

The observed mortality rates (recovered dead eels from the pond) and the proportion of non-recovered eels (i.e., not found after the pond had been drained) were combined for each treatment to calculate adjusted long-term ( $> 72$  h) mortality rates under the assumption that the likelihood of not being recovered was similar for all eels at the end of the experiment. A two-tailed Fisher's exact test was performed to verify this assumption. The adjusted long-term mortality rates ( $M_{Adj.}$ ) were calculated using a modified version of the methods proposed by Wilde (2002) to account for non-recovery:

$$M_{Adj.} = \frac{(nM_A + nR_A)}{n_A} - \frac{(nM_C + nR_C)}{n_C}, \quad (1)$$

where  $nM_A$  is the number of angled fish that died and were recovered,  $nR_A$  the number of angled fish that were not recovered,  $n_A$  the total number of fish angled and released,  $nM_C$  the number of control fish that died and were recovered,  $nR_C$  the number of control fish that were not recovered, and  $n_C$  the total number of control fish captured and released in the pond. The corresponding 95% confidence intervals were calculated following the equations proposed by Wilde (2002) for C&R experiments containing a control group. Total adjusted mortality rates were calculated by summing the short-term mortality rate and the adjusted long-term mortality rate for each treatment. The corresponding 95% confidence intervals were calculated using the Clopper-Pearson exact method (R package "binom", Dorai-Raj, 2014).

Hook shedding rates were calculated for all deep-hooked, line-cut eels that were recovered (dead or alive) in a condition allowing assessment of the hook fate (i.e., excluding dead eels that showed progressed decomposition). A two-tailed Fisher's exact test was used to investigate the independence of hook shedding rates after up to 68 d from hook size.

Total weight change per day was calculated for all eels that survived and were recovered at the end of the long-term holding period to evaluate sublethal effects of C&R expressed in the physical condition of eels. Mean absolute total weight changes per day were compared between control fish ( $n = 26$ ), shallow-hooked fish ( $n = 14$ ; data from both hook sizes pooled), deep-hooked fish caught on small hooks ( $n = 24$ ) and deep-hooked fish caught on large hooks ( $n = 20$ ) using ANOVA.

### 2.3.2. Eel angler study

Mean CPUEs (number of eels caught per hour fished with a certain hook model [ $n \times \text{hook}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ ]) and mean HPUEs (number of eels harvested per hour fished with a certain hook model [ $n \times \text{hook}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ ]) of the three hook types/sizes were compared using Welch's ANOVA (heteroscedasticity) and ANOVA, respectively. In

case of significance, Games-Howell post-hoc test (Welch's ANOVA) or Tukey's HSD post-hoc test (ANOVA) were used. Pearson's chi-squared test ( $\chi^2$ ) was used to determine whether release rates were similar between hook types/sizes. Subsequently, post-hoc pairwise chi-squared tests with Holm's sequential Bonferroni correction were conducted for multiple pairwise comparisons (Holm, 1979). For comparison of mean TLs of the eels caught on the three hook types/sizes, an ANOVA and a subsequent Tukey's HSD post-hoc test were conducted. A logistic regression model with a binomial probability distribution and a logit link function was fitted to the data to describe the relationship between deep hooking rates and the three hook types/sizes. Model comparison was accomplished by using a likelihood ratio test (LRT), and Wald tests were performed for significance testing of the estimated model coefficients.

For the analysis of the angler evaluation of the three hooks during eel fishing, only data from trips where all three hooks were fished and evaluated simultaneously ( $n = 173$ ) was included. A non-parametric Kruskal-Wallis test was applied to compare the probability distributions of the Likert scale scores for the three hooks, and Dunn's test with Holm's sequential Bonferroni correction was conducted for follow-up multiple pairwise comparisons (R package "PMCMR", Pohlert, 2014).

### 3. Results

#### 3.1. C&R angling experiment

##### 3.1.1. Capture characteristics

In total, 110 eels were angled and 38 control eels were captured with fyke nets during the C&R angling experiment (Table 1). TLs of the angled eels ranged from 44 cm to 62 cm, and mean TLs did not differ significantly between eels caught on small (mean TL  $\pm$  SD = 52.4  $\pm$  4.0 cm) and large (mean TL  $\pm$  SD = 52.7  $\pm$  4.2 cm) hooks (Student's  $t$ -test:  $t = 0.43$ ;  $p > 0.05$ ). There was also no significant difference (Welch's  $t$ -test:  $t = -0.05$ ;  $p > 0.05$ ) in mean TLs between angled (mean TL  $\pm$  SD = 52.6  $\pm$  4.1 cm) and control fish (mean TL  $\pm$  SD = 52.5  $\pm$  5.5 cm).

Hook removal from deep-hooked eels with a dehooking device failed in seven out of 11 eels (63.6%) caught on small hooks, and in 10 out of 11 eels (90.9%) caught on large hooks. Bleeding occurred in 21.4–81.8% of angled eels depending on hook size, hooking location and unhooking treatment (Table 1). A logistic regression analysis revealed that a model only including the factor unhooking treatment and excluding hook size, hooking location, and all corresponding interaction terms was the most parsimonious model (AICc full model = 143.9; AICc reduced model = 143.7), and that this model explained the presence/absence of bleeding significantly better than a null model including only the intercept ( $\chi^2 = 14.4$ ;  $p < 0.001$ ; AICc null model = 153.9). The likelihood of bleeding was 2.8-fold (95% CI = 1.0–7.9) higher for unhooked eels ( $z = 2.0$ ;  $p < 0.05$ ) and 6.3-fold (95% CI = 2.3–19.5) higher for eels with an unsuccessful hook removal attempt ( $z = 3.4$ ;  $p < 0.001$ ) compared to line-cut eels, indicating additional injuries caused by hook removal attempts, particularly of deep-hooked eels.

**Table 1**

Capture characteristics of the C&R angling experiment showing number of fish ( $n$ ), mean total length (TL in cm)  $\pm$  standard deviation (SD), mean total weight (g)  $\pm$  SD, mean water temperature (temp. in °C)  $\pm$  SD at the time of capture, and proportion (%) of bleeding fish. The angling data is grouped by hook size (small and large J-hook), hooking location (shallow and deep hooking) and for deep-hooked fish further by treatment (hook removal attempt or line-cut).

	$n$	Mean TL [cm] $\pm$ SD	Mean weight [g] $\pm$ SD	Mean temp. [°C] $\pm$ SD	Bleeding [%]
Control	38	52.5 $\pm$ 5.5	214.6 $\pm$ 61.8	19.9 $\pm$ 1.8	n/a
Small J-hook, shallow	14	52.6 $\pm$ 3.2	209.6 $\pm$ 39.6	20.1 $\pm$ 1.7	42.9
Small J-hook, deep, line-cut	28	52.5 $\pm$ 4.7	219.6 $\pm$ 61.9	20.6 $\pm$ 1.1	21.4
Small J-hook, deep, removal attempt	11	51.7 $\pm$ 3.3	224.7 $\pm$ 49.0	19.1 $\pm$ 1.5	81.8
Large J-hook, shallow	10	54.0 $\pm$ 4.0	239.3 $\pm$ 61.6	20.1 $\pm$ 1.4	60.0
Large J-hook, deep, line-cut	36	52.6 $\pm$ 4.5	219.5 $\pm$ 46.9	19.9 $\pm$ 1.5	41.7
Large J-hook, deep, removal attempt	11	52.0 $\pm$ 3.7	216.0 $\pm$ 52.8	19.4 $\pm$ 1.6	81.8

##### 3.1.2. Post-release mortality and mortality factors

Short-term post-release mortality of angled eels ranged between 0.0% and 18.2% for the various treatments after the 72 h holding period in keep nets, whereas none of the control fish died (Table 2). Only one out of the 14 short-term mortalities (7.1%) occurred within the first 24 h of the keep net holding period. The GLMM revealed that a model including the presence or absence of bleeding and the unhooking treatment as fixed effects and pond ID, angler ID and keep net ID as random effects provided the best fit to the short-term mortality data (AICc full model = 93.6; AICc reduced model = 87.7). This model explained the data significantly better than the null model including only the intercept and the random effects ( $\chi^2 = 11.2$ ;  $p < 0.05$ ; AICc null model = 92.2). Short-term ( $\leq 72$  h) mortality was significantly higher for bleeding eels compared to non-bleeding eels ( $z = 2.2$ ;  $p < 0.05$ ), whereas the unhooking treatment did not significantly predict short-term mortality. The components of variance from the random effects were low (all  $< 0.001$ ), suggesting that short-term mortality rates did not systematically vary across anglers, ponds and keep nets.

Between 8.3% and 44.4% of the eels were not recovered at the end of the C&R angling experiment (Table 2). Non-recovery was independent of the treatments, indicating that there was no significant difference in the likelihood of recovery for all groups (Fisher's exact test;  $p > 0.05$ ). Adjusted long-term ( $\geq 43$  d) mortality rates ranged from 0.0–46.2% for angled, eels and adjusted total mortality rates (combining adjusted short- and long-term mortality) ranged between 8.4% and 64.4% depending on hook size, hooking location and unhooking treatment (Table 2).

Four dead and recovered eels were already heavily decomposed preventing a dissection. The dissection of all recovered, dead, deep-hooked eels showed that the hook had penetrated the oesophagus or the stomach/cecum in 79% (15 out of 19) of the eels causing ruptures and holes of various size likely leading to internal haemorrhaging and the intrusion of digestive fluids into the coelomic cavity. In some dead, deep-hooked eels, the hook had punctured further into muscular tissue or vital organs such as the liver, heart and gills. One shallow-hooked, dead eel with retained hook was hooked in the upper oral cavity and the hook penetrated into the cranial cavity leading to haemorrhaging in the brain.

##### 3.1.3. Hook shedding and sublethal effects

The dissection of all recovered, deep-hooked, line-cut eels revealed that the hook shedding rate was 22.2% (six out of 27 eels) for eels caught on small hooks and 6.3% (two out of 32 eels) for eels caught on large hooks, resulting in an overall hook shedding rate of 13.6% (eight out of 59 eels) after a mean holding period of 50 d. Hook shedding rates were independent of the hook size (Fisher's exact test;  $p > 0.05$ ). Two small hooks that were shed during the 72 h holding period were found in the keep nets. Twenty-five percent of the retained hooks showed no signs of corrosion, while 75% showed slight signs of corrosion such as damaged coatings and blunted hook and barb tips. All retained hooks were located in the oesophagus, stomach or cecum and no hook was found in the intestine. In one of the recovered dead eels, a second

**Table 2**

Summary of the C&R angling experiment showing number of fish (*n*), number of fish that died and short-term mortality (%) with 95% confidence intervals (CI) for the short-term holding period ( $\leq 72$  h) in keep nets, and number of fish (*n*), number of dead (recovered) fish (*n*), number of non-recovered fish (*n*), proportion (%) of dead (recovered) and non-recovered fish and adjusted long-term ( $> 72$  h) mortality (%) with 95% confidence intervals (CI) for the long-term holding period (up to 65 d) in the pond, and adjusted total mortality (%) with 95% confidence intervals (CI). The angling data is grouped by hook size (small and large J-hook), hooking location (shallow and deep hooking) and for deep-hooked fish further by treatment (hook removal attempt or line-cut).

	Short-term mortality ( $\leq 72$ h)			Long-term mortality ( $> 72$ h)				Adj. total mortality (CI) [%]
	<i>n</i>	Dead [ <i>n</i> ]	Mortality $\leq 72$ h (CI) [%]	<i>n</i>	Dead [ <i>n</i> ]	Not recovered [ <i>n</i> ]	Dead and not recovered [%]	Adj. mortality $> 72$ h (CI) [%]
Control	38	0	0.0 (0.0–9.3)	38	5	7	31.6	n/a
Small J-hook, shallow	14	1	7.1 (0.2–33.9)	13	1	4	38.5	6.9 (0.0–38.2)
Small J-hook, deep, line-cut	28	4	14.3 (4.0–32.7)	24	5	2	29.2	0.0 (0.0–23.9)
Small J-hook, deep, removal attempt	11	1	9.1 (0.2–41.3)	10	1	2	30.0	0.0 (0.0–33.5)
Large J-hook, shallow	10	0	0.0 (0.0–30.8)	10	1	3	40.0	8.4 (0.0–43.7)
Large J-hook, deep, line-cut	36	6	16.7 (6.4–32.8)	30	3	9	40.0	8.4 (0.0–31.7)
Large J-hook, deep, removal attempt	11	2	18.2 (2.3–51.8)	9	3	4	77.8	46.2 (13.7–78.7)

fishing hook not originating from the experiment with median signs of corrosion was found in the cecum. The dissection of all recovered survivors with retained hooks ( $n = 35$ ) showed that 71% of the eels had no visible (18 out of 35) or already healed hooking injuries (seven out of 35). In a few eels, cicatricial tissues were found in the oesophagus and stomach indicating progressed healing of larger holes and ruptures. The hook was lying freely in the stomach or cecum in 74% of the deep-hooked eels, whereas in 26% of the eels the hook had punctured the gastric wall. Nine out of 14 eels (64%) that had survived and where the hook was manually removed showed no (six out of 14) or already healed (three out of 14) hooking lesions. None of the survivors that had shed the hook ( $n = 8$ ) had any macroscopic hooking injuries.

Most of the eels that had survived and were recovered lost weight during the long-term holding period in the pond with the exception of two eels from the control group with a slight increase in total weight. Mean absolute total weight change per day was  $-0.36$  (SD =  $\pm 0.40$ )  $\text{g} \times \text{d}^{-1}$  for control fish,  $-0.39$  (SD =  $\pm 0.24$ )  $\text{g} \times \text{d}^{-1}$  for shallow-hooked fish (data from both hook sizes pooled), and  $-0.56$  (SD =  $\pm 0.26$ )  $\text{g} \times \text{d}^{-1}$  and  $-0.54$  (SD =  $\pm 0.25$ )  $\text{g} \times \text{d}^{-1}$  for deep-hooked fish caught on small and large hooks, respectively. Although the weight reduction of all angled groups was generally higher than of the control group, there was no significant difference in the mean absolute weight change per day between the four groups (ANOVA:  $F = 2.5$ ;  $p > 0.05$ ).

### 3.2. Eel angler study

Seventy out of 183 eel anglers (38%) sent back their catch diaries at the end of the study. Three out of these 70 anglers did not go fishing for eel during the study period. The remaining 67 anglers conducted 389 eel angling trips (89% in rivers/channels and 11% in lakes/ponds) with a total fishing effort of 4,550 hook  $\times$  h and caught 523 eels. The overall mean CPUE was 0.12 (SD =  $\pm 0.30$ ) eels per hook  $\times$  h, and the overall mean HPUE was 0.06 (SD =  $\pm 0.16$ ) eels per hook  $\times$  h (Table 3). The mean CPUEs were significantly different between the three hooks (Welch's ANOVA:  $F = 5.1$ ;  $p < 0.01$ ), and the post-hoc test showed

that mean CPUEs were significantly lower when large J-hooks ( $t = 3.1$ ;  $p < 0.01$ ) and circle hooks ( $t = 2.7$ ;  $p < 0.05$ ) were used compared to small J-hooks, whereas no significant difference was found between large J-hooks and circle hooks ( $t = 0.3$ ;  $p > 0.05$ ). The mean HPUEs did not differ significantly between hook types and sizes (ANOVA:  $F = 1.3$ ;  $p > 0.05$ ). Overall, 47.5% of the eels caught during the eel angler study were released (Table 3). Release rates were significantly different between the three hooks ( $\chi^2 = 54.9$ ;  $p < 0.001$ ). Post-hoc pairwise comparisons showed that release rates were significantly higher when small J-hooks (61.2%;  $\chi^2 = 52.9$ ;  $p < 0.001$ ) or circle hooks (50.4%;  $\chi^2 = 21.9$ ;  $p < 0.001$ ) were used compared to large J-hooks (22.8%), while no significant difference in release rates was found between small J-hooks and circle hooks ( $\chi^2 = 3.6$ ;  $p > 0.05$ ).

TLs of eels ranged from 15 cm to 91 cm, and the mean TLs were significantly different between the hooks (ANOVA:  $F = 23.1$ ;  $p < 0.001$ ; Fig. 2). Eels caught on large J-hooks had a significantly higher mean TL (mean TL  $\pm$  SD =  $52.1 \pm 14.0$  cm) compared to fish caught on small J-hooks (mean TL  $\pm$  SD =  $42.4 \pm 13.3$  cm) and circle hooks (mean TL  $\pm$  SD =  $44.8 \pm 15.1$  cm; Tukey's HSD post-hoc tests; both  $p < 0.001$ ). In contrast, the mean TLs of eels caught on small J-hooks and circle hooks did not differ significantly ( $p > 0.05$ ).

Deep-hooking occurred in 46.5% of the eels (Table 3), and the likelihood of deep hooking was significantly influenced by the hook type and size ( $\chi^2 = 21.5$ ;  $p < 0.001$ ). The likelihood of deep hooking was 2.6 times higher for small J-hooks than for large J-hooks ( $z = 4.3$ ;  $p < 0.001$ ), while no significant difference was found between circle hooks and large J-hooks ( $z = 1.2$ ;  $p > 0.05$ ). Line cutting instead of hook removal was conducted for 74.0% and 59.1% of the deep-hooked and released eels that were caught on small J-hooks and circle hooks, respectively, and the line was cut for 53.8% of the deep-hooked and released eels caught on large J-hooks.

The evaluation of the fishing performance of the three different hooks revealed that anglers were similarly satisfied with the hooks (all median Likert scale score of 3). However, there was a significant difference in the distributions of scores for the three hook types (Kruskal-Wallis test:  $H = 10.00$ ;  $p < 0.01$ ). The probability of observing worse

**Table 3**

Summary of the eel angler study showing angling effort (hook  $\times$  h), number of captured eels (*n*), mean catch-per-unit-effort (CPUE:  $n_{\text{catch}} \times \text{hook}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ ), mean harvest-per-unit-effort (HPUE:  $n_{\text{harvest}} \times \text{hook}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ ), both  $\pm$  standard deviation (SD), release rate (%), and proportion (%) of deep-hooked eels by hook types and sizes.

Hook	Effort (hook $\times$ h)	<i>n</i>	Mean CPUE ( $n \times \text{hook}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ ) $\pm$ SD	Mean HPUE ( $n \times \text{hook}^{-1} \times \text{h}^{-1}$ ) $\pm$ SD	Release rate (%)	Deep-hooked (%)
Small J-hook	1,535	242	$0.17 \pm 0.36$	$0.07 \pm 0.17$	61.2	57.1
Large J-hook	1,611	150	$0.10 \pm 0.26$	$0.07 \pm 0.17$	22.8	34.2
Circle hook	1,404	131	$0.10 \pm 0.28$	$0.05 \pm 0.15$	50.4	41.2



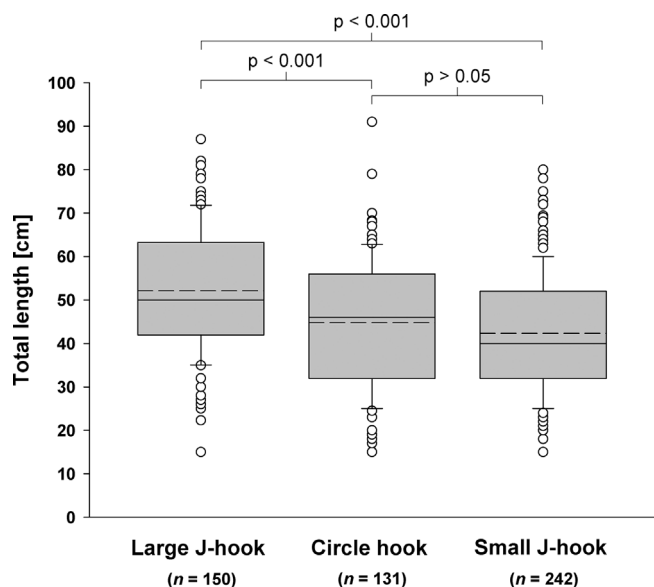


Fig. 2. Comparison of TLs (cm) of eels caught with large and small J-hooks and circle hooks during the eel angler study representing realistic angling conditions (dashed lines indicate means and solid lines medians in the boxes). The p-values indicate the results of the corresponding pairwise comparisons (Tukey's HSD post-hoc tests) of the mean TLs after global ANOVA.

Likert scale scores when using circle hooks was significantly higher compared to small J-hooks (Dunn's test:  $p < 0.01$ ), whereas no significant differences were found between the small and large J-hook and the large J-hook and circle hook (Dunn's test; both  $p > 0.05$ ).

#### 4. Discussion

This study provides the first comprehensive investigation of lethal and sublethal effects of C&R on eels. The C&R angling experiment revealed that eels experience post-release mortality, which needs to be taken into account to quantify recreational removals in future stock assessments. Mortality rates varied depending on hook size, hooking location, and unhooking treatment, and were mainly influenced by the incidence of bleeding caused by hooking injuries. Some eels may also suffer sublethal consequences (e.g., fitness reduction) after C&R, which needs to be further evaluated to identify if this has consequences on the population level. The citizen science study showed that anglers can reduce deep hooking and catch of small eels by appropriate hook choice, thereby mitigating negative effects of C&R and promoting the eel's conservation.

##### 4.1. C&R angling experiment

###### 4.1.1. Post-release mortality and mortality factors

A comprehensive literature review revealed that there is only one study available providing information on the post-release fate of eels caught in recreational fisheries (Weltersbach et al., 2016). However, that study focused on hook shedding mechanisms and rates in deep-hooked, line-cut eels held in a tank for up to 23 weeks using radiography and did not include a control group to account for potential lethal or sublethal effects of frequent handling (anaesthesia and radiography) and holding conditions (Weltersbach et al., 2016). Thus, only limited comparisons with the deep-hooked, line-cut fish from the present study are possible.

Short-term mortality ( $\leq 72$  h) was 0.0% for deep-hooked, line-cut eels caught on small J-hooks (size #6;  $n = 17$ ) and 13.3% for eels caught on large J-hooks (size #2;  $n = 15$ ) in the study by Weltersbach et al. (2016) compared to 14.3% and 16.7% in the present study (Table 2), indicating that short-term mortality rates in both studies

were of similar magnitude. The observed differences may be attributed to small sample sizes in both studies and is reflected in the confidence intervals of the present study. In this study, the incidence of bleeding was the only significant predictor of short-term mortality. Hooking injuries and associated bleeding have been identified as dominating factors increasing post-release mortality of many fish species (reviewed in e.g., Bartholomew and Bohnsack, 2005; Hühn and Arlinghaus, 2011; Muoneke and Childress, 1994). Although unhooking treatment and hooking location failed to be significant predictors of short-term mortality in the GLMM, both are associated with the occurrence of bleeding. Successful hook removal and hook removal attempts significantly increased the incidence of bleeding by inducing more severe hooking injuries, particularly in deep-hooked eels, compared to deep-hooked eels for which the line was cut and the hook left in place. Overall, hook removal success was low (22.7%) for deep-hooked eels caught during the C&R angling experiment which is in line with observations made by Tesch (2003) and Weltersbach et al. (2016), who concluded that hook removal from deep-hooked eels is more challenging compared to other fish due to their anatomy, behaviour and the low light conditions during night fishing. Thus, line cutting rather than hook removal should be preferred in deep-hooked eels to minimize mortality.

Total adjusted mortality rates (combining short- and long-term mortality) after  $\geq 43$  d holding ranged from 8.4–64.4% depending on hook size, hooking location and unhooking treatment (Table 2). The higher adjusted total mortality rates observed for deep-hooked eels caught on large hooks with and without hook removal attempt (Table 2) may indicate that larger hooks cause more physical damage when swallowed by eels compared to small hooks, in particular, when hook removal is attempted.

###### 4.1.2. Hook shedding and sublethal effects

The hook shedding rate was 22.2% for deep-hooked, line-cut eels caught on small J-hooks and 6.3% for fish caught on large J-hooks after an average 50-d holding period in the pond. Weltersbach et al. (2016) found similar hook shedding rates (35.3% for eels caught on small J-hooks (size #6) and 0.0% for eels caught on large J-hooks (size #2)) after 54 d of holding in a tank indicating that deep-hooked, line-cut eels have only limited capabilities to shed hooks compared to other species (reviewed in Hall et al., 2009). This is further supported by the fact that an old hook not originating from the experiment was found in one eel during dissection. Hook shedding rates did not significantly differ between eels caught on small and large hooks. In contrast, Weltersbach et al. (2016) found significantly higher hook shedding rates for eels caught on small hooks compared to large hooks. This may be explained by differences in the size distribution of eels used in both studies, with on average larger eels being used in the present study. Hook shedding in eel has been found to be influenced by total fish length (Weltersbach et al., 2016), and the size-related effects influencing hook shedding may be less pronounced in larger eels. Hook retention is, however, also influenced by other factors, such as environmental conditions, hook design and materials, and may differ between fisheries (McGrath et al., 2011; Robert et al., 2012; Tsuboi et al., 2006). In addition, the question arises whether hook retention may have further lethal and sublethal effects beyond the time frame covered in both studies, in particular, during maturing, gonadal development and spawning migration, and therefore on the population level (Hall et al., 2009). Accordingly, further studies should investigate fisheries-specific hook retention rates and potential adverse effects of long-term hook retention on eels by using mark-recapture or biotelemetry studies.

Another aim of the study was to evaluate the effects of C&R on eel condition. However, most eels, including control fish, lost weight during the experiment indicating that habitat conditions and food supply may not have been optimal in the holding pond hampering the interpretation of the results. Even though there was no significant difference in mean weight loss between the treatments, mean weight loss

was smaller for control fish than for angled fish, in particular deep-hooked fish, which may indicate potential negative effects of C&R on eel condition and growth. Explanations for the higher weight loss in angled eels may be hooking injuries observed during dissection and inflammations of the digestive system caused by embedded hooks aggravating food consumption, digestion and assimilation (Broadhurst et al., 2007; Weltersbach et al., 2016). Therefore, further research is needed to investigate effects of C&R on growth in the eel's natural habitat and should be complemented by physiological studies (e.g., using blood sampling) to evaluate potential physiological disturbances arising from C&R affecting fish welfare (Cooke et al., 2013).

#### 4.1.3. Study limitations of the C&R angling experiment

Investigating lethal and sublethal impacts of C&R can be challenging as the fish are often impacted by factors other than the actual C&R event. For example, artificial holding conditions in tanks or cages, tagging, and extra handling during the experiment can exacerbate lethal and sublethal impacts (Donaldson et al., 2008; Pollock and Pine, 2007; Rogers et al., 2014). When tagging is necessary to identify individuals, tagging with a recovery period of several days or weeks prior to the C&R experiment has been shown to be beneficial to separate tagging effects from actual C&R effects (Baktoft et al., 2013; Ferter et al., 2015; Klefoth et al., 2008). In the present study, eels were tagged and released  $\geq 19$  d prior to the start of the C&R angling experiment to minimize potential lethal and sublethal impacts due to handling, tagging, and translocation of the eels from their natural environment into the ponds. Even though it is not likely that the tagging procedure caused significant lethal and sublethal impacts beyond this recovery period (Baras and Jeandrain, 1998; Weltersbach et al., 2016), it cannot be ruled out that the translocation caused sublethal, long-term behavioural and physiological effects that may be reflected e.g., by the observed overall body weight reduction across all treatments potentially influencing individual fish fitness.

This study used a combination of a short-term holding period ( $\leq 72$  h) in captivity (keep nets) and a long-term holding period (43–65 d) in a semi-natural pond environment. This approach allowed a more detailed investigation of the potential short-term impacts of C&R under controlled conditions while reducing the risk of confounding effects influencing post-release mortality, behaviour and fish condition due to containment in the long term. Nonetheless, when interpreting the results, one should account for the potential lethal and sublethal impacts caused by handling and short-term containment (Donaldson et al., 2008; Pollock and Pine, 2007; Rogers et al., 2014). However, eels where held at low stocking densities in the keep nets and the non-occurrence of short-term mortality in the control group indicated a low potential for any additional holding- and handling-related short-term mortality. In contrast, some mortality occurred in the control group during the long-term holding period in the pond, which was accounted for in the calculations of the adjusted long-term mortality rates. Most likely this mortality was induced by natural causes (e.g., predation, parasites, and diseases), but cumulative impacts of different stressors (capture, translocation, handling, environmental conditions) may also have contributed.

Recovery of dead and living eels from the holding pond proved to be challenging despite repeated electrofishing and draining of the pond at the end of the experiment. Multiple potential reasons may have caused the non-recovery including non-discovery of eels hidden in vegetation or mud at the end of the experiment, natural predation by birds and mammals, escape from the pond, poaching, and decomposition of dead eels. However, the inclusion of a control group in the experimental design allowed accounting for non-recovery in the calculation of long-term mortality rates and the investigation of C&R-related effects on fish condition. The ultimate fate of the not recovered eels remained unknown, therefore, a precautionary approach was chosen to calculate long-term mortality rates assuming that missing eels across all treatments (including control fish) died. As the non-recovery rates were not

significantly different between treatments and the control group, this approach seemed to be reasonable. However, due to some variation in non-recovery rates and the unknown fate of the missing fish, no further statistical analysis of the long-term mortality data was conducted and caution should be exercised when interpreting the observed hook shedding rates and changes in fish condition. Furthermore, it cannot be ruled out that some additional delayed mortality could have occurred beyond the time period covered in the present study, e.g., as a result of impaired feeding abilities or pathological consequences, in particular in deep-hooked eels with retained hooks (Weltersbach et al., 2016). Therefore, further studies are required to assess long-term mortality (i.e., at a temporal scale of months to years) of C&R on eels.

Water temperatures (15.3–23.8 °C) and dissolved oxygen levels (6.5–14.4 mg  $\times$  L<sup>-1</sup>) during the C&R angling experiment represented typical conditions in freshwater ecosystems in western Europe in summer, which is the main eel angling season. Furthermore, as eels are known to have broad temperature and oxygen tolerances (reviewed in Wilson, 2013), the effect of abiotic factors on lethal and sublethal impacts of C&R on eel may be less pronounced compared to other species (reviewed in e.g., Bartholomew and Bohnsack, 2005; Hühn and Arlinghaus, 2011; Muoneke and Childress, 1994; Raby et al., 2014). However, further research is required to investigate the effects of different environments (e.g., marine and brackish ecosystems) and abiotic and biotic factors on lethal and sublethal effects of C&R in eel.

Even though angling practice in the C&R angling experiment was kept as realistic and representative as possible (e.g., the experiment was conducted during the main eel angling season using common angling tackle), differences in individual and regional eel angling practices in relation to angler behaviour, angling methods, hook types and sizes, bait types and fish handling techniques may affect post-release mortality rates and factors influencing mortality (reviewed in e.g., Bartholomew and Bohnsack, 2005; Hühn and Arlinghaus, 2011; Muoneke and Childress, 1994), but also hook shedding rates and sublethal effects (Weltersbach et al., 2016). However, in the present study, mortality rates have been calculated only for different treatments and no mortality rate on a stock level should be derived directly from these estimates without taking into account regional differences in eel angling practice. This could be achieved by collecting country-specific data on eel angling practices, e.g., by using representative national recreational fisheries surveys asking questions regarding hook type and size used, and proportion of deep-hooked or bleeding fish in the recreational eel fishery. This information can then be used to extrapolate the experimental post-release mortality rates to provide country-specific post-release mortality rates for use in stock assessments (Capizzano et al., 2016; Lewin et al., 2018).

#### 4.2. Eel angler study

A citizen science diary study with voluntary eel anglers was conducted to investigate the effects of different hooks on catch rates, fish sizes, and hooking locations in the recreational eel fishery. One advantage of this approach was that the anglers collected the data themselves under realistic angling conditions increasing the significance of the results compared to experimental work in the field or in the laboratory. The study involved 67 anglers with various eel angling skills, covered a relatively large geographical area, and achieved a high temporal resolution during the study period.

The eel angler study showed that fish size significantly increased with increasing hook size, which is in line with several other studies that found a strong positive correlation between hook size and fish size (e.g., Alós et al., 2008a,b; Cerdà et al., 2010; Cooke et al., 2005; Grixti et al., 2007; Piovano et al., 2010). The effect of hook size on fish size was also reflected by differences in catch rates. The mean CPUE was significantly higher when using small hooks compared to large and circle hooks, but this difference was mainly driven by a higher catch rate of small eels that were released, reflected in a non-significant

difference of HPUEs for the three hooks. Hook size selectivity is strongly correlated to the size and shape of the fish mouth, which is related to the fish's body length, as the maximum prey size of a fish, and therefore also the maximum bait or hook size, is limited by the dimensions of the fish's mouth (Erzini et al., 1997; Karpouzi and Stergiou, 2003). In terms of hook size selectivity, the most important hook property limiting the capability of an eel to ingest a hook is the bend width as in most cases the hook is swallowed in a longitudinal direction (Weltersbach et al., 2016). Therefore, eel anglers may significantly influence the proportion of undersized fish that must be released, by the choice of hook size (bend width).

The probability of deep hooking was significantly reduced for eels caught on large J-hooks and circle hooks compared to small J-hooks. The lower incidence of deep hooking when using large J-hooks was most likely caused by similar size selectivity effects as the capability to ingest or deeply swallow a hook is physically restricted by the dimensions of the fish's mouth and oesophagus (Alós et al., 2008b; Erzini et al., 1997; Grixti et al., 2007; Karpouzi and Stergiou, 2003). Similar size selectivity effects may have occurred when fishing with the circle hook (bend width: 10.3 mm; Fig. 1) compared to the small J-hook (bend width: 7.0 mm; Fig. 1; Cooke et al., 2005). However, several studies showed that the likelihood of deep-hooking is reduced when using circle hooks compared to conventional J-hooks due to the special shape of the circle hooks promoting shallow hooking of the fish (reviewed in Cooke et al., 2012; Cooke and Suski, 2004). Therefore, the use of large J-hooks or circle hooks to reduce deep-hooking rates is likely to be also beneficial in the recreational eel fishery.

The eel angler study showed that overall the line was cut in 68.5% of the deep-hooked eels that were released. A line cutting rate of about 45% for deep-hooked released eels has been observed during a nationwide recreational fishing survey in the Netherlands (M. de Graaf, unpublished data, May 2017), indicating that line cutting is a common practice among eel anglers. Therefore, despite the need for further studies quantifying eel release rates in different countries, there is also a need to study the prevalence of line cutting of deep-hooked eels in different regions to account for differences in line cutting practices and the potential associated impacts on post-release mortality.

The evaluation of the anglers' satisfaction regarding the fishing performance of the three hooks revealed that circle hooks received significantly less approval compared to small and large J-hooks. Several anglers who rated circle hooks as "bad" reported that they had problems to bait the circle hook due to its special shape and that they missed more bites compared to J-hooks. The latter might be explained by the fact that circle hooks are not widely used in the German recreational fishery resulting in a lack of experience in the correct application (M. S. Weltersbach, pers. comm., July 2017). After a bite, circle hooks should be set by tightening the line with gentle but steady pressure instead of striking. A wrong hook setting technique might even increase the likelihood of severe hooking injuries (Cooke and Suski, 2004). Therefore, there is a need for angler education and outreach programmes to obtain the potential conservation benefits offered by circle hooks and increase angler acceptance when promoting the use of circle hooks (Cooke et al., 2012).

#### 4.2.1. Study limitations of the eel angler study

Even though the recruitment of study participants was voluntary and based on a self-selection process, the response rate was relatively low (38%) at the end of the study that results in a high potential for non-response bias (Duda and Nobile, 2010; Jones and Pollock, 2013; Pollock et al., 1994). Possible reasons for this relatively low participation rate could be that some anglers initially indicated their willingness to participate to receive the free fishing tackle package, some may have decided not to fill in the diary because it caused too much effort, or some did not go eel angling during the study period. Further bias might be introduced by the non-representative recruitment process as most likely more avid and conservation oriented anglers participated in the

study (Duda and Nobile, 2010). Taking the potential non-response and self-selection bias into account, the observed absolute CPUEs and HPUEs, release, deep hooking and line cutting rates cannot be assumed as being representative for the entire recreational eel fishery. Furthermore, the study covered only the federal state of Lower Saxony in north-west Germany and eel angling practices in other regions or countries may differ. However, the aim of the eel angler study was to compare catch rates, fish size, and hooking location between different predetermined hooks under realistic angling conditions rather than to collect representative information on the recreational eel fishery.

#### 4.3. Implications for anglers and fisheries management

By combining a C&R angling experiment with a citizen science study, the present study provides evidence-based best practice guidelines for anglers and managers taking into account realistic eel angling practices. To mitigate post-release mortality, eel anglers are encouraged to use large J-hooks or circle hooks instead of smaller J-hooks to minimize the catch of small eels and the likelihood of deep-hooking. For example, by choosing a hook with a bend width > 11 mm, anglers can ensure that ≥50% of the captured eels are above a minimum landing size of 50 cm. Consequently, hook size recommendations that are adapted to country-specific minimum landing sizes may act as useful management tools to minimize the catch of undersized eels and thereby reduce recreational fishing mortality (Cerdà et al., 2010). Furthermore, anglers may decrease the catch of small eels by using appropriate baits, e.g., bait fish, because stomach content analyses revealed that larger eels preferentially prey on macrozoobenthos and fish (reviewed in Tesch, 2003). Line cutting instead of trying to remove the hook is preferable for deep-hooked eels as hook removal is challenging and may cause severe internal injuries, bleeding and more handling stress particularly when using large hooks. However, as swallowed hooks are often retained inside the eels, deep-hooking should be avoided in the first place. Eel anglers should therefore concentrate on bite detection, especially under low light conditions, and may facilitate bite detection by fishing with tight fishing lines and the use of proper bite detectors enabling the angler to set the hook as fast as possible after a bite to prevent deep hooking (Cooke et al., 2017b; Grixti et al., 2007; Schill, 1996). In general, anglers should minimize the catch of eels in countries where eel harvest is prohibited or when targeting other species by adjusting their angling practice as this study showed that some eels may suffer lethal or sublethal consequences after C&R.

#### Acknowledgments

The fishing tackle for the eel angler study and open access for this article were funded by DUPAN (Duurzaam Paling Fonds or Eel Stewardship Fund). MSW and HVS have been co-funded by the European Commission's Data Collection Framework (DCF). KF has been funded by the projects "Effekter av fang-og-slipp" and "Kartlegging av turistfiske" through the Coastal Zone Ecosystem Program at the Institute of Marine Research. Funding for MD came from the European Fisheries Fund (EFF) and the Ministry of Agriculture and Environment Mecklenburg-Western Pomerania. Annemarie Schütz helped with graphic design of the figures. The authors are grateful to Andreas Gebel and Tom Jankiewicz for practical support during the C&R angling experiment. Finally, the authors would like to thank all voluntary eel anglers and participating angling clubs for their support during data collection for the eel angler study.

#### References

- Alós, J., Cerdà, M., Deudero, S., Grau, A.M., 2008a. Influence of hook size and type on short-term mortality, hooking location and size selectivity in a Spanish recreational fishery. *J. Appl. Ichthyol.* 24, 658–663.
- Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M., Deudero, S., 2008b. Effects of hook size and barbless



- hooks on hooking injury catch per unit effort, and fish size in a mixed-species recreational fishery in the western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 65, 899–905.
- Albert, A., Anderson, J.A., 1984. On the existence of maximum likelihood estimates in logistic regression models. *Biometrika* 71, 1–10.
- Anderson, D.R., Burnham, K.P., 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *J. Wildl. Manag.* 66, 912–918.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S.G., et al., 2007. Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Rev. Fish. Sci.* 15, 75–167.
- Baisez, A., Laffaille, P., 2008. Strategy of recreational anglers and estimated eel (*Anguilla anguilla*) catches in a large European catchment basin, Loire (France). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 390–391 article 03 (online serial).
- Baktoft, H., Aarestrup, K., Berg, S., Boel, M., Jacobsen, L., Koed, A., Pedersen, M.W., et al., 2013. Effects of angling and manual handling on pike behaviour investigated by high-resolution positional telemetry. *Fish. Manag. Ecol.* 20, 518–525.
- Baras, E., Jeandrain, D., 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* (L.) with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologia* 371/372, 107–111.
- Bartholomew, A., Bohnsack, J.A., 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Rev. Fish Biol. Fish.* 15, 129–154.
- Bevacqua, D., Melià, P., Gatto, M., De Leo, G.A., 2015. A global viability assessment of the European eel. *Glob. Change Biol.* 21, 3323–3335.
- Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Brand, C.P., Porter, M., 2007. Ingestion and ejection of hooks: effects on long-term health and mortality of angler-caught yellowfin bream *Acanthopagrus australis*. *Dis. Aquat. Org.* 74, 27–36.
- Brownscombe, J.W., Danylchuk, A.J., Chapman, J.M., Gutowsky, L.F.G., Cooke, S.J., 2017. Best practices for catch-and-release recreational fisheries – angling tools and tactics. *Fish. Res.* 186, 693–705.
- CITES, 2014. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Appendices I, II and III. <https://www.cites.org/>. (Accessed 4 October 2017).
- Capizzano, C.W., Mandelman, J.W., Hoffman, W.S., Dean, M.J., Zemeckis, D.R., Benoît, H.P., Kneebone, J., et al., 2016. Estimating and mitigating the discard mortality of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the Gulf of Maine recreational rod-and-reel fishery. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 2342–2355.
- Cerdà, M., Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M., Riera, F., 2010. Managing recreational fisheries through gear restrictions: the case of limiting hook size in the recreational fishery from the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Fish. Res.* 101, 146–155.
- Coggins, L.G., Catalano, M.J., Allen, M.S., Pine III, W.E., Walters, C.J., 2007. Effects of cryptic mortality and the hidden costs of using length limits in fishery management. *Fish. Res.* 8, 196–210.
- Conrad, C.C., Hilchey, K.G., 2011. A review of citizen science and community-based environmental monitoring: issues and opportunities. *Environ. Monit. Assess.* 176, 273–291.
- Cooke, S.J., Suski, C.D., 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 14, 299–326.
- Cooke, S.J., Barthel, B.L., Suski, C.D., Sieper, M.J., Philipp, D.P., 2005. Influence of circle hook size on hooking efficiency, injury, and size selectivity of bluegill with comments on circle hook conservation benefits in recreational fisheries. *N. Am. J. Fish. Manag.* 25, 211–219.
- Cooke, S.J., Nguyen, V.M., Murchie, K.J., Danylchuk, A.J., Suski, C.D., 2012. Scientific and stakeholder perspectives on the use of circle hooks in recreational fisheries. *Bull. Mar. Sci.* 88, 395–410.
- Cooke, S.J., Donaldson, M.R., O'Connor, C.M., Raby, G.D., Arlinghaus, R., Danylchuk, A.J., Hanson, K.C., et al., 2013. The physiological consequences of catch-and-release angling: perspectives on experimental design, interpretation, extrapolation and relevance to stakeholders. *Fish. Manag. Ecol.* 20, 268–287.
- Cooke, S.J., Palensky, L.Y., Danylchuk, A.J., 2017a. Inserting the angler into catch-and-release angling science and practice. *Fish. Res.* 186, 599–600.
- Cooke, S.J., Lennox, R.J., Bower, S.D., Horodysky, A.Z., Tremblay, M.K., Stoddard, E., Donaldson, L.A., et al., 2017b. Fishing in the dark: the science and management of recreational fisheries at night. *Bull. Mar. Sci.* 93, 519–538.
- Danylchuk, A.J., Cooke, S.J., Suski, C.D., Goldberg, T.L., Peterson, D., Danylchuk, S.E., 2011. Involving recreational anglers in developing best handling practices for catch-and-release fishing of bonefish: using citizen science to further stewardship. In: Beard, T.D., Arlinghaus, R., Sutton, S.G. (Eds.), *The Angler in the Environment: Social, Economic, Biological and Ethical Dimensions*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, U.S., pp. 95–111.
- Dekker, W., Beaulaton, L., 2016. Climbing back up what slippery slope? Dynamics of the European eel stock and its management in historical perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 5–13.
- Dekker, W., 2003. On the distribution of the European eel (*Anguilla anguilla*) and its fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 787–799.
- Dekker, W., 2008. Coming to grips with the eel stock slip-sliding away. In: Schechter, M.G., Leonard, N.J. (Eds.), *International Governance of Fisheries Ecosystems: Learning From the Past, Finding Solutions for the Future*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, U.S., pp. 335–355.
- Donaldson, M.R., Arlinghaus, R., Hanson, K.C., Cooke, S.J., 2008. Enhancing catch-and-release science with biotelemetry. *Fish. Fish.* 9, 79–105.
- Dorai-Raj, S., 2014. Binom: Binomial Confidence Intervals for Several Parameterizations. R package version 1.1-1. <https://cran.r-project.org/web/packages/binom/index.html>. (Accessed 4 October 2017).
- Dorie, V., 2015. Blme: Bayesian Linear Mixed-effects Models. R package version 1.0-4. <https://cran.r-project.org/web/packages/blme>. (Accessed 4 October 2017).
- Dorow, M., Arlinghaus, R., 2011. A telephone-diary-mail approach to survey recreational fisheries on large geographic scales, with a note on annual landings estimates by anglers in northern Germany. In: Beard, T.D., Arlinghaus, R., Sutton, S.G. (Eds.), *The Angler in the Environment: Social, Economic, Biological and Ethical Dimensions*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, U.S., pp. 319–344.
- Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Arlinghaus, R., 2010. Winners and losers of conservation policies for European eel (*Anguilla anguilla* L.): an economic welfare analysis for differently specialised eel anglers. *Fish. Manag. Ecol.* 17, 106–125.
- Duda, M.D., Nobile, J.L., 2010. The fallacy of online surveys: no data are better than bad data. *Hum. Dimens. Wildl.* 15, 55–64.
- Durif, C., Dufour, S., Elie, P., 2005. The silvering process of the eel: a new classification from the yellow resident stage to the silver migrating stage. *J. Fish Biol.* 66, 1–19.
- EC, 2007. Council regulation (EC) No. 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. *Off. J. Eur. Union* L248, 17–23.
- Erzini, K., Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G., 1997. Fish mouth dimensions and size selectivity in a Portuguese longline fishery. *J. Appl. Ichthyol.* 13, 41–44.
- FAO, ICES, 2007. Report of the 2007 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, vol. 23. F.C. ICES CM 2007/ACFM, Rome, Italy, pp. 138.
- Fairclough, D.V., Brown, J.I., Carlsh, B., Crisafulli, B.M., Keay, I.S., 2014. Breathing life into fisheries stock assessments with citizen science. *Sci. Rep.* 4, 7249.
- Ferter, K., Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., Vølstad, J.H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., et al., 2013. Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 1319–1329.
- Ferter, K., Hartmann, K., Kleiven, A.R., Moland, E., Olsen, E.M., 2015. Catch-and-release of Atlantic cod (*Gadus morhua*): post-release behaviour of acoustically pre-tagged fish in a natural marine environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72, 252–261.
- Feunteun, E., 2002. Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): an impossible bargain. *Ecol. Eng.* 18, 575–591.
- Granek, E.F., Madin, E.M.P., Brown, M.A., Figueira, W., Cameron, D.S., Hogan, Z., Kristianson, G., et al., 2008. Engaging recreational fishers in management and conservation: global case studies. *Conserv. Biol.* 22, 1125–1134.
- Grixti, D., Conron, S.D., Jones, P.L., 2007. The effect of hook/bait size and angling technique on the hooking location and the catch of recreationally caught black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Fish. Res.* 84, 338–344.
- Hühn, D., Arlinghaus, R., 2011. Determinants of hooking mortality in freshwater recreational fisheries: a quantitative meta-analysis. In: Beard, T.D., Arlinghaus, R., Sutton, S.G. (Eds.), *The Angler in the Environment: Social, Economic, Biological and Ethical Dimensions*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, U.S., pp. 141–170.
- Hall, K.C., Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Rowland, S.J., 2009. Effects of angling on post-release mortality, gonadal development and somatic condition of Australian bass *Macquaria novemaculeata*. *J. Fish Biol.* 75, 2737–2755.
- Hessenaue, J.-M., Vokoun, J., Davis, J., Jacobs, R., O'Donnell, E., 2018. Size structure suppression and obsolete length regulations in recreational fisheries dominated by catch-and-release. *Fish. Res.* 200, 33–42.
- Holm, S., 1979. A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scand. J. Stat.* 6, 65–70.
- ICES, 2013. Report of the Workshop on Evaluation Progress Eel Management Plans (WKEPEMP), vol. 32. ICES CM 2013/ACOM, Copenhagen, Denmark, pp. 757.
- ICES, 2016a. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEE), vol. 18. ICES CM 2015/ACOM, Antalya, Turkey, pp. 130.
- ICES, 2016b. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEE), vol. 19. ICES CM 2016/ACOM, Cordoba, Spain, pp. 107.
- Jacoby, D., Gollock, M., 2014. *Anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). (Accessed 4 October 2017).
- Jacoby, D.M.P., Casselman, J.M., Crook, V., DeLucia, M.-B., Ahn, H., Kaifu, K., Kurwie, T., et al., 2015. Synergistic patterns of threat and the challenges facing global anguillid eel conservation. *Glob. Ecol. Conserv.* 4, 321–333.
- Jones, M., Pollock, K.H., 2013. Recreational angler survey methods: estimation of effort, harvest, and released catch. In: Zale, A.V., Parrish, D.L., Sutton, T.M. (Eds.), *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, U.S., pp. 883–919.
- Karpouzi, V.S., Stergiou, K.I., 2003. The relationships between mouth size and shape and body length for 18 species of marine fishes and their trophic implications. *J. Fish Biol.* 62, 1353–1365.
- Kerns, J.A., Allen, M.S., Harris, J.E., 2012. Importance of assessing population-level impact of catch-and-release mortality. *Fisheries* 37, 502–503.
- Klefoth, T., Kobler, A., Arlinghaus, R., 2008. The impact of catch-and-release angling on short-term behaviour and habitat choice of northern pike (*Esox lucius* L.). *Hydrobiologia* 601, 99–110.
- Lewin, W.-C., Arlinghaus, R., Mehner, T., 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Rev. Fish. Sci.* 14, 305–367.
- Lewin, W.-C., Strehlow, H.V., Ferter, K., Hyder, K., Niemax, J., Herrmann, J.-P., Weltersbach, M.S., 2018. Estimating post-release mortality of European sea bass based on experimental angling. *ICES J. Mar. Sci.* <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsx240>.
- Mazerolle, M.J., 2016. AICcmadv: Model Selection and Multimodel Inference Based on (QAICc). R package version 2.0-4. <http://CRAN.R-project.org/package=AICcmadv>. (Accessed 4 October 2017).
- McGrath, S.P., Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., Cairns, S.C., 2011. Reviewing hook degradation to promote ejection after ingestion by marine fish. *Mar. Freshw. Res.* 62, 1237–1247.
- McClellan Press, K., Mandelman, J., Burgess, E., Cooke, S.J., Nguyen, V.M., Danylchuk, A.J., 2016. Catching sharks: recreational saltwater angler behaviours and attitudes regarding shark encounters and conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 26, 689–702.



- Moriarty, C., Dekker, W., 1997. Management of the European eel. Marine institute, Dublin, Ireland. *Ir. Fish. Bull.* 15, 1–110.
- Muoneke, M.I., Childress, W.M., 1994. Hooking mortality: a review for recreational fisheries. *Rev. Fish. Sci.* 2, 123–156.
- Papenfuss, J.T., Phelps, N., Fulton, D., Venturelli, P.A., 2015. Smartphones reveal angler behavior: a case study of a popular mobile fishing application in Alberta, Canada. *Fisheries* 40, 318–327.
- Piovano, S., Clò, S., Giacomini, C., 2010. Reducing longline bycatch: the larger the hook, the fewer the stingrays. *Biol. Conserv.* 143, 261–264.
- Pohlert, T., 2014. The Pairwise Multiple Comparison of Mean Ranks Package (PMCMR). <https://cran.r-project.org/web/packages/PMCMR/index.html>. (Accessed 6 October 2017).
- Pollock, K.H., Pine III, W.E., 2007. The design and analysis of field studies to estimate catch-and-release mortality. *Fish. Manag. Ecol.* 14, 123–130.
- Pollock, K.H., Jones, C.M., Brown, T.L., 1994. Angler Surveys and Their Application to Fisheries Management. *Am. Fish. Soc. Spec. Pub. No. 25*, Bethesda, MD, U.S., pp. 371.
- R Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>. (Accessed 4 October 2017).
- Raby, G.D., Packer, J.R., Danylchuk, A.J., Cooke, S.J., 2014. The understudied and underappreciated role of predation in the mortality of fish released from fishing gears. *Fish. Fish.* 15, 489–505.
- Riley, W.D., Walker, A.M., Bendall, B., Ives, M.J., 2011. Movements of the European eel (*Anguilla anguilla*) in a chalk stream. *Ecol. Freshw. Fish* 20, 628–635.
- Ringuet, S., Muto, F., Raymakers, C., 2002. Eels: their harvest and trade in Europe and Asia. *Traffic Bull.* 19, 2–27.
- Robert, J.J., Larocque, S.M., Cooke, S.J., 2012. Influence of hook size and style on short-term survival of deeply hooked bluegills. *N. Am. J. Fish. Manage.* 32, 869–874.
- Rogers, M.W., Barbour, A.B., Wilson, K.L., 2014. Trade-offs in experimental designs for estimating post-release mortality in containment studies. *Fish. Res.* 151, 130–135.
- Roy, H.E., Pocock, M.J.O., Preston, C.D., Roy, D.B., Savage, J., Tweddle, J.C., Robinson, L.D., 2012. Understanding Citizen Science and Environmental Monitoring. Final Report on Behalf of UK-EOF. NERC Centre for Ecology and Hydrology and Natural History Museum, Lancaster, UK, pp. 179. [www.ceh.ac.uk/sites/default/files/citizensciencereview.pdf](http://www.ceh.ac.uk/sites/default/files/citizensciencereview.pdf). (Accessed 4 October 2017).
- Schill, D.J., 1996. Hooking mortality of bait-caught rainbow trout in an Idaho trout stream and a hatchery: implications for special-regulation management. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16, 348–356.
- Silvertown, J., 2009. A new dawn for citizen science. *Trends Ecol. Evol.* 24, 467–471.
- Tesch, F.-W., 2003. The eel, third ed. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK, pp. 408.
- Thiel, M., Penna-Díaz, M.A., Luna-Jorquera, G., Sala, S., Sellanes, J., Stotz, W., 2014. Citizen scientists and marine research volunteer participants, their contributions and projection for the future. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 52, 257–314.
- Tsuboi, J., Morita, K., Ikeda, H., 2006. Fate of deep-hooked white-spotted charr after cutting the line in a catch-and-release fishery. *Fish. Res.* 79, 226–230.
- Tulloch, A.I.T., Possingham, H.P., Joseph, L.N., Szabo, J., Martin, T.G., 2013. Realising the full potential of citizen science monitoring programs. *Biol. Conserv.* 165, 128–138.
- Tzeng, W.-N., 2016. Fisheries, stocks decline and conservation of Aguillid eel. In: Arai, T. (Ed.), *Biology and Ecology of Aguillid Eels*. CRC Press, Boca Raton, FL, U.S., pp. 291–324.
- van der Hammen, T., de Graaf, M., Lyle, J.M., 2015. Estimating catches of marine and freshwater recreational fisheries in the Netherlands using an online panel survey. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 441–450.
- Venturelli, P.A., Hyder, K., Skov, C., 2016. Angler apps as a source of recreational fisheries data: opportunities, challenges and proposed standards. *Fish. Fish.* 18, 578–595.
- Walker, A.M., Godard, M.J., Davison, P., 2014. The home range and behaviour of yellow-stage European eel *Anguilla anguilla* in an estuarine environment. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 24, 155–165.
- Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., 2013. Dead or alive — estimating post-release mortality of Atlantic cod in the recreational fishery. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 864–872.
- Weltersbach, M.S., Ferter, K., Sambras, F., Strehlow, H.V., 2016. Hook shedding and post-release fate of deep-hooked European eel. *Biol. Conserv.* 199, 16–24.
- Wilde, G.R., 2002. Estimation of catch-and-release fishing mortality and its sampling variance. In: Coleman, A.P.M. (Ed.), *Regional Experiences for Global Solutions: the Proceedings for the 3rd World Recreational Fishing Conference*. Department of Business, Industry, and Resource Development, Darwin, NT, Australia, pp. 83–85.
- Williams, S.M., Holmes, B.J., Pepperell, J.G., 2015. The novel application of non-lethal citizen science tissue sampling in recreational fisheries. *PLoS One* 10, e0135743.
- Wilson, J.M., 2013. Stress physiology. In: Trischitta, F., Takei, Y., Sebert, P. (Eds.), *Eel Physiology*. CRC Press, Boca Raton, FL, U.S., pp. 318–358.

- 5 **Weltersbach, M.S., Ferter, K., Sambraus, F., Strehlow, H.V., 2016. Hook shedding and post-release fate of deep-hooked European eel.** *Biological Conservation*, 199: 16–24.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320716301513>

### **Abstract**

The European eel (*Anguilla anguilla*) is a commercially and recreationally important fishery target species. In the last decades, the eel has experienced dramatic stock declines and has been listed as critically endangered. To reduce fishing mortality, several European countries have closed the fishery or introduced stricter management measures which increase the likelihood of catch-and-release in the recreational fishery. This study investigated hook shedding mechanisms of deep-hooked, line-cut eels via radiography, and quantified hook shedding rates, post-release mortality and sub-lethal effects in captivity. Eels were caught with four different hook treatments, monitored in a tank for 23 weeks, and radiographed 0, 1, 3, 10, 24, 54, 115 and 163 days after capture. After 163 days, total hook shedding rate was significantly higher for smaller hooks (41.2%) compared to larger hooks (0.0%), and increased with fish length. Post-release mortality rates ranged between 27.3% and 50.0% after 23 weeks (not adjusted for handling and holding) and did not differ significantly between hook treatments. The majority of dead eels showed gastric perforations caused by the hooks leading to internal haemorrhaging and the intrusion of digestive fluids into the body cavity inducing lethal degradation and inflammation of vital organs. Anglers are encouraged to minimise bycatch of eel in countries where eel harvest is prohibited. Anglers targeting eel should use selective and appropriate fishing gears, baits and tactics (e.g. very large hooks, immediate hook setting after a bite) to reduce deep hooking and the catch of undersized eels, ultimately promoting the eel's conservation.

© 2016 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).



# Hook shedding and post-release fate of deep-hooked European eel



Marc Simon Weltersbach<sup>a,\*</sup>, Keno Ferter<sup>b,c</sup>, Florian Sambrasus<sup>d</sup>, Harry V. Strehlow<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Thünen Institute of Baltic Sea Fisheries (TI-OF), Alter Hafen Süd 2, 18069 Rostock, Germany

<sup>b</sup> University of Bergen, Department of Biology, P.O. Box 7803, N-5020 Bergen, Norway

<sup>c</sup> Institute of Marine Research, Fisheries Dynamics, P.O. Box 1870, N-5817 Bergen, Norway

<sup>d</sup> Institute of Marine Research, Matre Research Station, Reproduction and Development Biology, N-5984 Matredal, Norway

## ARTICLE INFO

### Article history:

Received 14 November 2015

Received in revised form 7 April 2016

Accepted 13 April 2016

Available online 2 May 2016

### Keywords:

*Anguilla anguilla*

Catch-and-release

Deep hooking

Post-release mortality

Radiography

Recreational fisheries

## ABSTRACT

The European eel (*Anguilla anguilla*) is a commercially and recreationally important fishery target species. In the last decades, the eel has experienced dramatic stock declines and has been listed as critically endangered. To reduce fishing mortality, several European countries have closed the fishery or introduced stricter management measures which increase the likelihood of catch-and-release in the recreational fishery. This study investigated hook shedding mechanisms of deep-hooked, line-cut eels via radiography, and quantified hook shedding rates, post-release mortality and sub-lethal effects in captivity. Eels were caught with four different hook treatments, monitored in a tank for 23 weeks, and radiographed 0, 1, 3, 10, 24, 54, 115 and 163 days after capture. After 163 days, total hook shedding rate was significantly higher for smaller hooks (41.2%) compared to larger hooks (0.0%), and increased with fish length. Post-release mortality rates ranged between 27.3% and 50.0% after 23 weeks (not adjusted for handling and holding) and did not differ significantly between hook treatments. The majority of dead eels showed gastric perforations caused by the hooks leading to internal haemorrhaging and the intrusion of digestive fluids into the body cavity inducing lethal degradation and inflammation of vital organs. Anglers are encouraged to minimise bycatch of eel in countries where eel harvest is prohibited. Anglers targeting eel should use selective and appropriate fishing gears, baits and tactics (e.g. very large hooks, immediate hook setting after a bite) to reduce deep hooking and the catch of undersized eels, ultimately promoting the eel's conservation.

© 2016 The Authors. Published by Elsevier Ltd. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introduction

The catadromous European eel (*Anguilla anguilla* L.) is a socio-economically and culturally important commercial and recreational fisheries resource throughout Europe (Bernotas et al., 2016; Dekker and Beaulaton, 2016; Moriarty and Dekker, 1997; Pawson et al., 2007; Ringuelet et al., 2002; van der Hammen et al., 2015). However, since the late 1970s, the European eel population has experienced dramatic declines and is currently considered to be outside safe biological limits (Aalto et al., 2016; Dekker, 2003, 2008; Dekker and Beaulaton, 2016; FAO and ICES, 2007). As a result, the European eel has been listed as critically endangered by the International Union for Conservation of Nature (Jacoby and Gollock, 2014) and in Annex II of the Convention on International Trade in Endangered Species (CITES, 2014) to control its trade. Amongst others, climate change, overfishing, pollution, habitat loss as well as an introduced parasite (i.e. *Anguillicoloides crassus*) and

diseases are suggested as possible causes (reviewed in Bevacqua et al., 2015; Dekker, 2008; FAO and ICES, 2007; Feunteun, 2002). Since 2007, a Council regulation of the European Union (EU) obligates all European Member States to provide eel management plans for each river basin ensuring at least 40% escapement of the original biomass of mature eels to the sea (relative to undisturbed life conditions [CEC, 2007]).

For many European anglers, eel is still an important target species, and several European studies have shown that recreational eel harvest can exceed commercial eel harvest on a regional scale (Dorow and Arlinghaus, 2011; ICES, 2016; van der Hammen et al., 2015). To reduce fishing mortality, some countries (e.g. United Kingdom, the Netherlands, Sweden and Norway) have prohibited harvest of eel (Fertter et al., 2013; ICES, 2016). Other countries have introduced stricter bag limits or higher minimum size limits (ICES, 2016). Stricter recreational harvest regulations increase the likelihood of regulatory catch-and-release (C&R) which means catching a fish using hook and line, and releasing it alive to the waters where it was caught under the general assumption that it will survive (Arlinghaus et al., 2007). C&R is a widely spread practice and has gained broad acceptance worldwide as fisheries management tool and conservation strategy (reviewed in

\* Corresponding author.

E-mail addresses: [Simon.Weltersbach@thuenen.de](mailto:Simon.Weltersbach@thuenen.de) (M.S. Weltersbach),

[Keno.Fertter@imr.no](mailto:Keno.Fertter@imr.no) (K. Fertter), [Florian.Sambrasus@imr.no](mailto:Florian.Sambrasus@imr.no) (F. Sambrasus),

[Harry.Strehlow@thuenen.de](mailto:Harry.Strehlow@thuenen.de) (H.V. Strehlow).

Arlinghaus et al., 2007; Cooke and Schramm, 2007). A study from the Netherlands revealed high release rates up to 72% for eel resulting in 887,000 released eels in the Netherlands alone (van der Hammen et al., 2015), and there is also evidence for high eel release proportions in other European countries (ICES, 2016).

Amongst others, anatomical hooking location, specifically deep hooking, has been identified as dominating factor having lethal and sub-lethal effects for a variety of fish species post release (reviewed in Arlinghaus et al., 2007; Bartholomew and Bohnsack, 2005; Cooke and Wilde, 2007; Hühn and Arlinghaus, 2011; Muoneke and Childress, 1994). Deep hooking is defined as the hook penetrating the oesophagus, stomach, gills, or other vital tissues or organs beyond the mouth cavity (Fobert et al., 2009), and is associated with severe injuries and haemorrhaging. Eel anglers are often faced with deep-hooked fish due to the commonly used fishing method (passive bottom fishing with conventional J-style hooks and small live baits at night) and the foraging behaviour of eels (rapid swallowing of the bait) resulting in a difficult bite detection (Tesch, 2003; MSW, pers. obs.). The question arises what anglers should do when they catch a deep-hooked eel that has to be released (e.g. due to management regulations such as minimum landing sizes). They can either attempt to remove the hook with fingers, pliers or other hook removal devices, or cut the fishing line and leave the hook in place (Fobert et al., 2009). Hook removal from deep-hooked eels is very challenging because of the eel's slim, snake-like body shape, the pronounced mucous layer and the extreme agility (all hindering hook localization and removal), and may lead to severe injuries of the eel (Tesch, 2003; MSW, pers. obs.). Several studies have shown that post-release survival is higher when ingested hooks are left in the fish compared to cases where the hook was removed (e.g. Butcher et al., 2007; Fobert et al., 2009; Grixti et al., 2010; Mason and Hunt, 1967; Tsuboi et al., 2006; Warner, 1979). Moreover, it has been demonstrated that many species are able to shed the embedded hook after cutting the line in the short- to long-term, and that hook degradation occurs due to corrosion processes (reviewed in Hall et al., 2009). Nevertheless, post-release survival and hook shedding rates after cutting the line are highly variable both within and between species, and depend on a variety of factors such as hook style and material, environmental conditions and the functional morphology of the digestive system (Broadhurst et al., 2007; DuBois and Pleski, 2007; Hall et al., 2009; McGrath et al., 2009). Even if survival is high, fish may still suffer sub-lethal effects such as hindered feeding, impaired growth and fitness, behavioural changes (e.g. Aalbers et al., 2004; Hall et al., 2009) or long-term pathological consequences (Borucinska et al., 2002) due to hook retention.

According to some anecdotal information from anglers, eels also seem to be able to shed retained hooks (MSW, pers. comm.). However, to the best of our knowledge, no literature describing either hook shedding, post-release mortality or sub-lethal effects of deep hooking in eels or other Anguilliformes exists (ICES, 2016). Considering the precarious situation of the European eel stock, there is an urgent need for such studies to provide fisheries manager and anglers with better information on the effects of C&R on eel, and with ways to enhance post-release survival and fish welfare to promote the conservation of the European eel. Therefore, this study aimed to (i) describe hook shedding mechanisms including hook corrosion, (ii) quantify hook shedding rates, and (iii) investigate post-release fate (both sub-lethal effects and mortality) in deep-hooked eels.

## 2. Material and methods

### 2.1. Study site and fish capture

The experiment was carried out at the Matre Research Station of the Institute of Marine Research (IMR) in Matre, Norway between May and October 2014. Thirty-two eels were caught using rod and line in lake Hillandsvatnet (60°34.495'N, 5°12.565'E), province Hordaland,

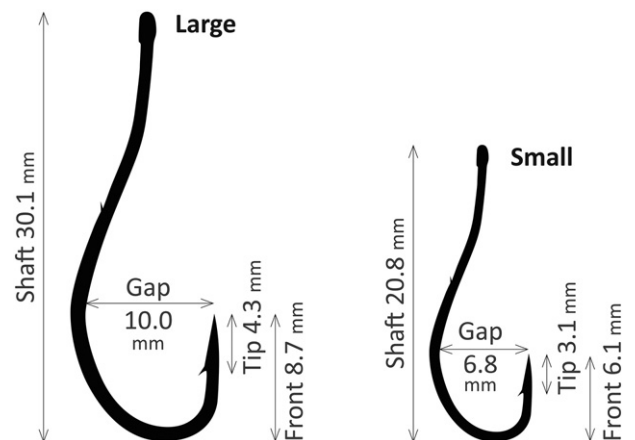
southwest Norway from the shoreline at night between the 20th and 22nd of May 2014. Surface water temperatures ranged between 9.8 and 15.0 °C during this period. Fishing methods (angling with a fishing float [bobber] or a sinker at the bottom) and tackle (hook, line and bait) representing common eel angling practice were used to simulate representative angling conditions (Tesch, 2003). Either large (size #2, 10.0 mm gap width) or small (size #6, 6.8 mm gap width) common offset baitholder style single hooks (Gamakatsu®, Japan, model LS-3113R) were used which consisted of red-lacquer coated carbon steel and had a barb at the hook point and a baitholder barb on the shank (Fig. 1). This hook model was selected as it represents a hook shape commonly used by European eel anglers (MSW, pers. obs.).

Both hook sizes were used in original configuration (with hook and baitholder barbs present; henceforth called: “barbed”) and with the barbs pinched down with handheld pliers (henceforth called: “barbless”) resulting in four versions of the same hook model. This treatment was chosen to test if the presence or absence of barbs affect hook shedding rates in deep-hooked eels as the use of barbless hooks would be an easy to apply management measure, but only few studies with contrary findings exist (DuBois and Pleski, 2007; Robert et al., 2012; Stein et al., 2012).

All hooks were attached to a 7.0 kg monofilament leader line, and baited with 1–2 live earthworms (*Eisenia hortensis*). During a bite, each eel was given sufficient time to swallow the bait (1–5 min) to increase the likelihood of deep hooking. After setting the hook, eels were landed immediately and, when deep-hooked (defined as fish hooked beyond the mouth cavity), the line was cut as close as possible to the mouth. Afterwards, each eel was placed individually in a numbered, lockable 10-L bucket filled with fresh lake water. Condition of the fish, occurrence of immediate hook shedding as well as oxygen and water temperature in the buckets were regularly monitored. Holding water was periodically exchanged to ensure an adequate water quality (dissolved oxygen  $\geq 8.0$  mg/L, temperature difference to the lakes' surface water temperature  $\leq 2.0$  °C). Total holding times in the buckets ranged from 3.5 to 9.5 h. Time of capture, hook size and type (barbed or barbless) were recorded for each eel.

### 2.2. Data collection and holding

At the end of each fishing session, the eels were transported to the Matre Research Station (~50 min transportation time). Upon arrival, all eels were anaesthetized using aqueous solution of 2-Phenoxyethanol (1.5 mL/L), length measured (total length [TL] to the nearest cm), weighed, and individually tagged with passive integrated transponder tags (PIT tag; ID 162–8-PM, EURO I.D., Weilerswist, Germany; dimensions: 2.12 mm  $\varnothing$   $\times$  9 mm length) inserted into the posterior abdominal



**Fig. 1.** Schematic drawings and dimensions of the two hooks (large: size #2 and small: size #6) used in the study. Both hook sizes were used in a barbed (as shown in the figure) and a barbless version (barbs pinched down) resulting in a total of four different treatments.



cavity through a surgical incision (1 mm length). The water temperature of the anaesthesia bath was adjusted to the water temperature of the holding buckets to minimise thermal stress. No further adjustment of water quality was conducted as eels are eurytherm and tolerant towards hypoxia and pH disturbances (reviewed in Wilson, 2013). Subsequently, each eel was radiographed (Porta 100 HF, Eickemeyer Medizintechnik für Tierärzte KG, Tuttlingen, Germany) at a distance of 70 cm (40 kV and 10 mAs) onto a 18 × 24 cm rigid cassette, containing an image plate (Dürr Medical, Bietigheim-Bissingen, Germany). The image plate was scanned (CR 35 VET, Dürr Medical Bietigheim-Bissingen, Germany) and the digital image was filtered (bone II) to obtain sharper images before they were saved as high resolution TIFF files (Vet-Exam Plus Software, version 4.14.0.). The TIFF files were further processed (i.e. contrast adjustment, cutting and positioning) using Adobe InDesign and Photoshop CS5. Radiography under anaesthesia was repeated to detect hook shedding and changes of hook position for all surviving eels 1, 3, 10, 24, 54, 115 and 163 days after capture. To minimise handling and disturbance in the holding tank, radiography was conducted for all eels on the same day from radiography day 10 onwards (i.e. the radiography data refer to the 21st of May [median catch date] from day 10). These radiography intervals were chosen to increase the likelihood of observing the hook shedding mechanism as several studies showed that hook shedding in fish most likely occurs within a relatively short time period after release (Broadhurst et al., 2007; Bugley and Shepherd, 1991; Diggles and Ernst, 1997; Fobert et al., 2009; Stein et al., 2012).

Between radiography sessions, eels were held in a tank (L × W × H: 1.1 m × 1.1 m × 0.65 m) with a lowered water level (0.3 m) to prevent escapement. The tank was supplied with flow-through freshwater (90 L/h) from a nearby river to hold dissolved oxygen at ambient levels ( $\geq 85\%$  saturation, equal to  $\geq 8.1$  mg/L dissolved oxygen) and equipped with hiding places. Holding water temperature ranged from 9.1 to 17.7 °C (mean = 13.0 °C, SD =  $\pm 1.8$  °C) and followed natural seasonal fluctuations. Eels were held under a natural light regime but light intensity was decreased by a dark cover to reduce holding stress. As eels have been shown to develop agonistic behaviour in captivity (Knights, 1987; Peters et al., 1980) which can be minimised by high holding densities (Peters et al., 1980; Seymour, 1984) all eels were kept in one tank to reduce social stress. Condition of the eels, occurrence of mortality and hook shedding as well as holding water parameters were checked daily. Eels were regularly fed with midge larvae (Chironomidae) and earthworms, and the tank was cleaned periodically. The feeding frequency and food quantity were adjusted to the eels' food intake based on the amount of food left in the tank after 24 h.

Eels that died or shed the hook were length measured, weighed and identified by their PIT tag. A comprehensive necropsy was performed to determine potential causes of death, state of hooking injury, physical condition, occurrence of wound infections and location of the hook (if applicable). All eels that survived until the end of the experiment were euthanized (aqueous solution with 5 mL/L 2-Phenoxyethanol), weighed and a similar examination and necropsy was performed. After necropsy, all ingested hooks were removed and, along with previously shed hooks, visually inspected and radiographed to evaluate hook corrosion.

### 2.3. Data analysis

The unpaired, two-tailed Student's t-test was used to compare the mean TLs of the eels caught on large and small hooks (no separation in barbed and barbless hooks). The distance between the end of the hook eye and the snout of the eel was measured on each X-ray picture to evaluate hook movements in the eel. A hook was classified as "mobile" when the sum of the absolute distances moved was  $\geq 10$  mm based on all X-ray pictures of an individual eel, or when the hook was shed. The 10 mm threshold was chosen to minimise the risk that a hook was classified as "mobile" due to biased distance measurements

caused by differences in the perspectives between consecutive X-ray pictures. Subsequently, a two-tailed Fisher's exact test was used to investigate the independence of the hook version on hook movement. In addition, the difference in distance between the hook position from the first and from the last X-ray picture was calculated for all eels that retained hooks classified as "mobile" to evaluate overall changes in the hook position.

Hook corrosion was analysed for all hooks and hook residues that remained in the eels (n = 12) during the whole study period. A hook corrosion score (ordinal scale) with four categories (0 = no corrosion; 1 = slight corrosion, 2 = medium corrosion; 3 = heavy corrosion) was developed. After radiology, each hook was visually classified into one of the four categories. Due to the small sample size, the data was divided into barbed (n = 8) and barbless (n = 4) hooks and not further by hook size. A non-parametric, unpaired, two-tailed Mann–Whitney–U-test was used to test for significant differences in the corrosion rate between barbed and barbless hooks.

*A priori* data exploration revealed that quasi-complete separation occurred in the hook shedding data. This situation often occurs in small data sets when a dichotomous or categorical outcome (here: hook shed or not shed) can be nearly perfectly predicted by a linear combination of predictors (in this case caused by the variable "hook type") leading to the non-existence of finite maximum likelihood regression parameter estimates in logistic regression models (Albert and Anderson, 1984; Heinze and Schemper, 2002). To cope with this problem, the variable "hook type" was aggregated from four categories (large, barbed; large, barbless; small, barbed and small, barbless) to two categories (large and small hooks) resulting in a new binary variable called "hook size". This approach seemed reasonable as differences of hook shedding rates between barbed and barbless hooks were small (small hooks) or non-existent (large hooks; Table 1). However, a two-tailed Fisher's exact test was used to investigate the independence of the presence or absence of barbs (data from all barbless and barbed hooks pooled independently from hook size) on hook shedding. Afterwards, Firth's bias reduced logistic regression approach implemented in the "logistf" package in the software R was applied which has been proven to be a good solution when dealing with separation (Firth, 1993; Heinze and Schemper, 2002; Heinze, 2006). A Firth's bias reduced logistic regression model with a logit link function was fitted to the data using penalized maximum likelihood estimation to describe the relationship between total hook shedding rates within 163 d (binary response variable) and hook size (categorical variable), TL (continuous variable) and the corresponding interaction term. Model selection was based on backward elimination using the second order (corrected) Akaike information criterion (AIC<sub>c</sub>) for small sample sizes (Anderson and Burnham, 2002). The comparison between the full (saturated) model and the optimal (reduced) model as well as significance testing of the estimated model coefficients were accomplished using penalized likelihood ratio tests.

A two-tailed Fisher's exact test was used to investigate the independence of the four hook treatments on post-release mortality after 23 weeks.

**Table 1**

Summary of eels caught with four different hook versions showing number of fish (n), mean total length (TL in cm)  $\pm$  standard deviation (SD), proportion (%) of hooks classified as "mobile" in the eels (total distance moved  $\geq 10$  mm), proportion (%) of eels that shed the hook during the study, and post-release mortality (%) after 23 weeks.

Hook size and type	n	Mean TL (cm) $\pm$ SD	Hooks "mobile" (%)	Hooks shed (%)	Mortality (%)
Large, barbed	10	40.9 $\pm$ 5.5	60.0	0.0	50.0
Large, barbless	5	42.6 $\pm$ 5.4	60.0	0.0	40.0
Small, barbed	11	39.2 $\pm$ 4.5	81.8	45.5	27.3
Small, barbless	6	39.7 $\pm$ 6.4	66.7	33.3	50.0

All statistical analyses and calculations were conducted using the software R version 3.2.2 (R Core Team, 2015), and for all statistical hypotheses testing, significance was evaluated at  $\alpha \leq 0.05$ .

### 3. Results

In total, 32 deep-hooked eels were captured ( $n = 5$  on the 20th,  $n = 15$  on the 21st, and  $n = 12$  on the 22nd of May 2014) and included in the study (Table 1). Total length of the eels ranged from 31–50 cm with a slightly, but insignificant, higher mean total length (Student's  $t$ -test:  $t = 1.15$ ;  $p > 0.05$ ) for eels caught on large hooks (mean = 41.5 cm, SD =  $\pm 5.3$  cm) compared to small hooks (mean = 39.4 cm, SD =  $\pm 5.0$  cm).

#### 3.1. Hook shedding mechanism

The visual analysis of the X-ray pictures taken  $\leq 9.5$  h after capture revealed that the hooks were located in the pharynx in 9.7% (3 out of 31) of the eels, in the oesophagus in 16.1% (5 out of 31), in the anterior (cardiac) stomach in 29.0% (9 out of 31), and in the posterior (pyloric) stomach and cecum in 45.1% (14 out of 31) of the eels (one eel was excluded from the analysis as it shed the hook before the first X-ray picture was taken). The hook shedding mechanism was not directly observed, however, one eel shed the hook within 2 h of capture suggesting that the hook was most likely regurgitated. Furthermore, no hooks were detected in the lower intestine or near the anus during any radiography session (Fig. 2) or during dissection. Most hook shedding occurred during the first 24 days of holding (71.4% of all shed hooks, 5 out of 7) but two eels shed the hook later between day 24 and 115 (Fig. 3).

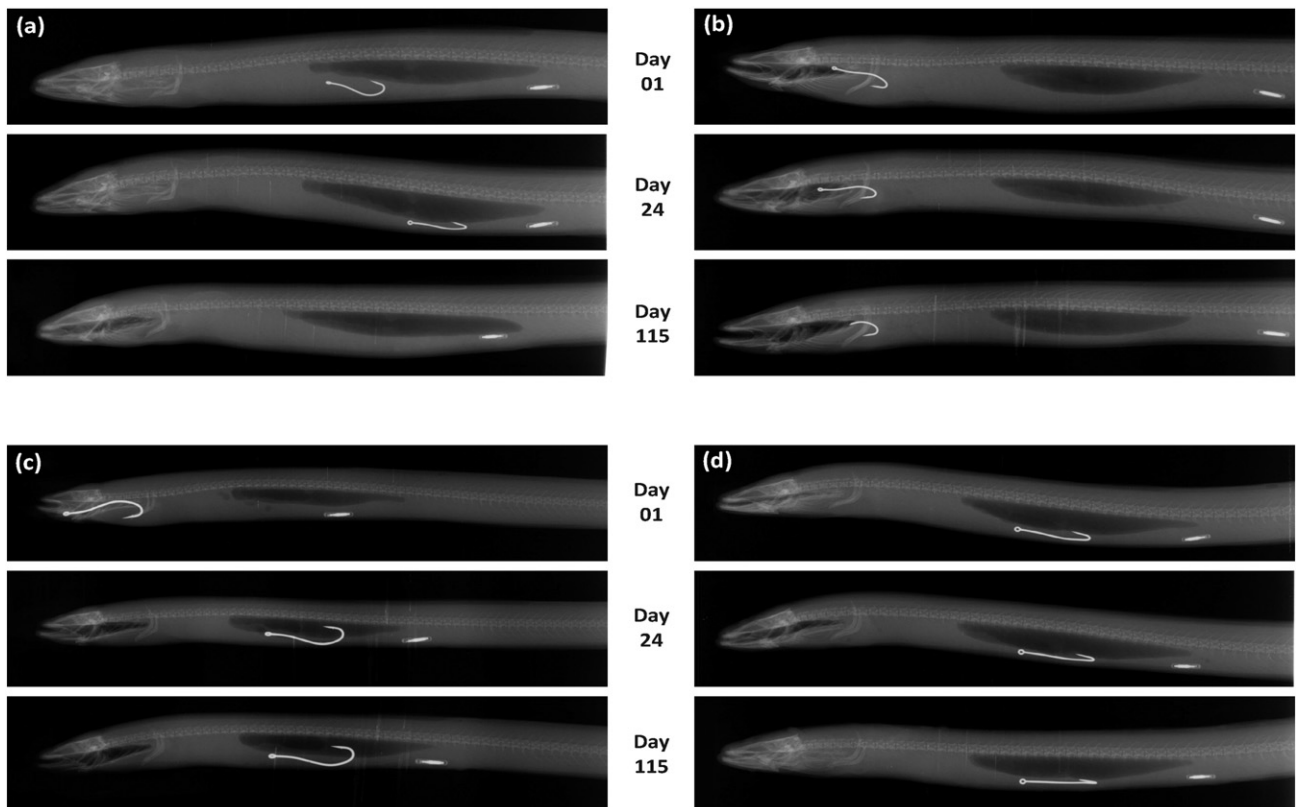
Hook movement rates ranged from 60.0% to 81.8% (overall mean = 68.8%, 22 out of 32) depending on the hook type (Table 1; Fig. 2, eels a

and c). Nevertheless, the difference in hook movement rates between the four hook treatments was not significant (Fisher's exact test;  $p > 0.05$ ). The difference between the hook position on the first X-ray picture and on the last X-ray picture was negative in 86.7% (13 out of 15) of the eels that retained hooks classified as “mobile”, resulting in a backward movement of the hook in the direction of the posterior stomach and the cecum (e.g. Fig. 2, eel c).

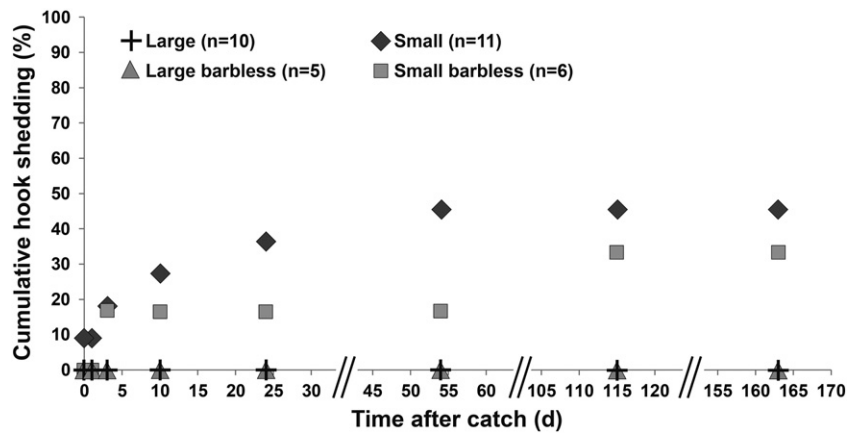
Hook corrosion rates were relatively low as only one hook that broke into two pieces during the study period was categorized as heavily corroded, and was partly shed (Fig. 2, eel b). In general, hook corrosion occurred predominantly in the regions of the points as well as of the barbs (barbed hooks) and where the barbs had been pinched down (barbless hooks [Fig. 4]). There was no significant difference between the median hook corrosion rate of barbless (median corrosion score = 1.5, both hook sizes pooled) and barbed hooks (median corrosion score = 1.0, both hook sizes pooled) after 23 weeks (Mann–Whitney–U-test;  $W = 21$ ;  $p > 0.05$ ).

#### 3.2. Hook shedding rates

The hook shedding rate was 45.5% (5 out of 11 eels) for eels caught on small, barbed hooks and 33.3% (2 out of 6 eels) for eels caught on small, barbless hooks, resulting in an overall hook shedding rate of 41.2% (7 out of 17) for small hooks. In contrast, none of the eels (0 out of 15) caught on either the large, barbed or barbless hooks shed the hook during the study period (Table 1, Fig. 3). Firth's bias reduced logistic regression revealed that a model including hook size and total length without the corresponding interaction term provided the best fit to the hook shedding data ( $AIC_c \text{ full model} = -4.8$ ;  $AIC_c \text{ reduced model} = -8.2$ ), and that this model explained the data significantly better than a null model including only the intercept (penalized likelihood-ratio test:  $\chi^2 = 13.1$ ;  $p < 0.01$ ). The model confirmed that the hook shedding



**Fig. 2.** Lateral radiographs of four deep-hooked eels 1, 24 and 115 d after capture. The white rectangular object is the inserted PIT tag. Eel (a) is an example for an eel that shed the small hook. Eel (b) shows a small hook that broke due to corrosion. Eels (c) and (d) did not shed the hooks (both large hooks) during the study period, but in contrast to eel (d) the hook in eel (c) was “mobile”.



**Fig. 3.** Cumulative hook shedding rates (%) of 32 deep-hooked eels for the four hook versions in relation to time after catch (days). Please note that the time after catch is relative to the median catch date (21st of May) from day 10. The x-axis is interrupted three times for better illustration, and the data points of both large hook versions are superimposed on the x-axis.

rate was significantly higher for eels caught on small hooks compared to large hooks (penalized likelihood-ratio test:  $\chi^2 = 11.4$ ;  $p < 0.001$ ), and increased significantly with increasing total fish length (penalized likelihood-ratio test:  $\chi^2 = 5.2$ ;  $p < 0.05$ ). Hook shedding rates were independent of the presence or absence of barbs (no separation between hook sizes; Fisher's exact test;  $p > 0.05$ ).

### 3.3. Post-release fate

Only one out of the 32 deep hooked eels (3.1%) died within the first day of capture, but mortality after 23 weeks ranged between 27.3% and 50.0% (Table 1). Most deaths of eels caught on large hooks occurred within 10 days of capture (85.7%, 6 out of 7), whereas all eels caught on small hooks that died (6 out of 17) did so later during the holding

period (between days 11 and 113 after capture). The two-tailed Fisher's exact test showed that mortality rates of deep-hooked eels after 23 weeks were independent of the hook versions ( $p > 0.05$ ).

The necropsy of all dead eels showed that ~77% (10 out of 13) of the hooks penetrated the stomach or oesophagus wall leading to holes and ruptures of various size in the gastric wall (Fig. 5, eels b and c). In some eels, the hooks penetrated through the gastric wall into muscular tissue (e.g. abdominal wall [Fig. 5, eel b]) and in one eel the hook punctured the kidney. The gastric perforation caused internal haemorrhaging and led to the intrusion of digestive fluids as well as chyme into the coelomic cavity, which led to the accumulation of bloody ascites in the body cavity inducing the degradation and inflammation of vital organs and tissues (e.g. liver and digestive system).

The dissection of all survivors with retained hooks showed that 50% (6 out of 12) of the hooks had penetrated the stomach or oesophagus wall. However, penetration holes were considerably smaller compared to eels that died. In one of these eels, the hook tip was encapsulated with fibrous material. In another eel, the cut fishing line had perforated the oesophagus wall twice and was tangled in the guts. In addition, one eel had developed an inflamed and pervasive hole in the abdominal wall, where the hook had penetrated through the stomach into the abdominal wall. In the surrounding area of this hole, parts of the liver and stomach were adhered to the peritoneum with connective tissue. Four eels out of the 12 eels (33.3%) that had survived with retained hooks showed signs of slight to moderate gastritis or esophagitis (Fig. 5, eel a).

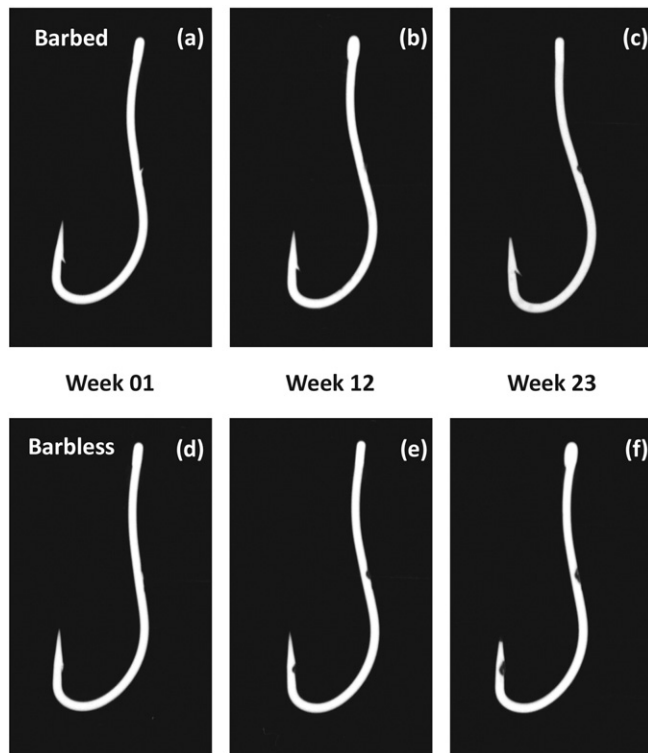
All eels that had survived and shed the hook ( $n = 7$ ), did not have any significant macroscopic hooking lesions except for one eel which had a very small hole in the stomach wall.

## 4. Discussion

### 4.1. Hook shedding mechanism

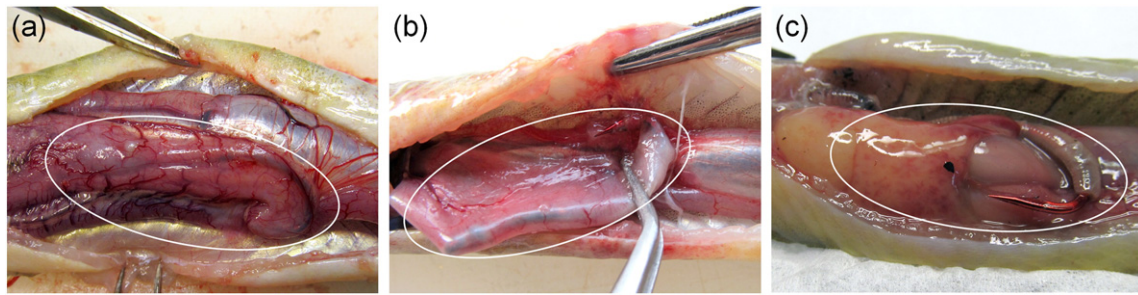
The specific hook shedding mechanism was not observed and remained unclear even though the eels were radiographed periodically. Other studies also failed to investigate the actual hook shedding mechanism indicating that it is most likely a rapid process which is difficult to observe (e.g. Aalbers et al., 2004; Broadhurst et al., 2007; Hulbert and Engstrom-Heg, 1980; Schill, 1996; Schisler and Bergersen, 1996). However, given the small dimension of the eel's anus, the fact that one eel shed the hook within a few hours of capture and that no hooks were found in the intestine neither during radiology nor during dissection, it is most likely that the hooks were shed orally.

Most hook shedding (~71%) occurred within 24 days of capture but some delayed shedding was also observed (Fig. 3). This result is consistent with other studies showing high hook shedding rates in a relatively short time period (<4 weeks) after release (Broadhurst et al., 2007;



**Fig. 4.** Two examples of lateral radiographs of barbed and barbless versions of the small hook model used in the study 1, 12 and 23 weeks after ingestion by eels. Dark notches indicate areas where corrosion has started. Pictures (a) and (d) show no corrosion (corrosion scores = 0), pictures (b), (c) and (e) show slight corrosion (corrosion scores = 1), and picture (f) shows medium corrosion (corrosion score = 2).





**Fig. 5.** Examples of hooking locations in the stomachs of three deep-hooked eels that retained the hooks. The hook in eel (a) did not penetrate the stomach but the stomach shows signs of gastritis. The hook in eel (b) penetrated slightly through the stomach wall into the abdominal wall. Eel (c) shows a large penetration hole in the stomach and the hook (with bait residues) is pushed into the body cavity. The locations of the hooks are encircled with white rings.

Bugley and Shepherd, 1991; Diggles and Ernst, 1997; Fobert et al., 2009; Stein et al., 2012). The low rates of delayed hook shedding may be explained by the observed overall backward movement of the retained hooks into the posterior stomach and the cecum. In view of the eel's stomach morphology, with the pylorus located in the anterior stomach, the shedding of hooks which passed the anterior part of the stomach could have been aggravated (Tesch, 2003), although some hooks were also shed from this region (e.g. Fig. 2, eel a). Broadhurst et al. (2007) also found that most hooks ingested by yellowfin breams (*Acanthopagrus australis*) were re-orientated in positions less suitable to allow hook shedding through the digestive tract after four weeks of holding. Nonetheless, in contrast to the present study, no significant longitudinal displacement of the hooks was observed. In conclusion, similar to hook shedding rates, hook shedding speed appears to be species-specific as well probably dependent on hook type and material and environmental conditions.

Several studies have shown that hook shedding is significantly promoted by hook corrosion (e.g. Aalbers et al., 2004; Hall et al., 2009; McGrath et al., 2011a, 2014). However, hook corrosion rates are highly influenced by the hook material (i.e. wire material, diameter, and coating), the environmental conditions (i.e. salinity), and the position of the hook in the digestive system (Aalbers et al., 2004; Hall et al., 2009; McGrath et al., 2011a, 2011b, 2014). Even though hook corrosion was not quantitatively measured in this study, hook corrosion rates appeared to be relatively low (Fig. 4) compared to studies conducted in marine and brackish waters (Broadhurst et al., 2007; McGrath et al., 2011a, 2011b), and could not be considered as important mechanism of hook shedding in the present study. This can probably be attributed to the freshwater holding conditions and the hook material (i.e. the anticorrosive red lacquer coating; Aalbers et al., 2004; McGrath et al., 2011b). Nevertheless, a longer time perspective (>23 weeks), or different hook designs, materials and coatings (McGrath et al., 2011b) may have led to some additional hook shedding. Therefore, the use of other technical measures or modifications regarding the fishing hook, e.g. use of less corrosion-resistant hook materials, narrower wire diameters or the incorporation of predetermined breaking points, could help to increase hook shedding rates due to increased corrosion when dealing with deep-hooked eels (McGrath et al., 2011b). Though, the utility and angler acceptance of such measures which may lead to new management regulations needs to be evaluated before implementation (Dorow et al., 2009).

#### 4.2. Hook shedding rates

The overall hook shedding rate was 22% (7 out of 32 eels) after 23 weeks of holding and falls within the lower range of 0–77% (mean: 42%) for other line-cut, deep-hooked fish (11 different marine and freshwater species) observed  $\geq 4$  weeks (reviewed in Hall et al., 2009; complemented by McGrath et al., 2011a). One possible explanation for the relative low hook shedding rates observed in this study could be the eel's natural diet and functional morphology of the digestive system.

Many of the fish with high hook shedding rates feed on hard-bodied prey (e.g. on hard-shelled molluscs) and have a pharyngeal jaw apparatus capable to process hard materials (Hall et al., 2009; Helfman et al., 2009). Eels mainly feed on small molluscs, crustaceans and fish, and their buccal morphology does not allow processing very hard food components (Tesch, 2003). Therefore, eels are incapable to crush the hook before swallowing it.

The hook shedding rate was significantly higher for eels caught on small hooks compared to large hooks. This result differs from two other studies that did not find any significant effect of hook size on hook retention in bluegills (*Lepomis macrochirus* [Robert et al., 2012]) and bonefish (*Albula vulpes* [Stein et al., 2012]). In addition, the likelihood of hook shedding increased significantly with increasing total fish length. McGrath et al. (2011a) also found a positive relationship between total fish length and hook shedding rate for yellowfin bream (*Acanthopagrus australis*). One possible explanation for the observed effects of both factors is the relative high hook-to-gut size ratio compared to other species caused by the serpentine physique of the eel. McGrath et al. (2009, 2011a) argued that fish need to rotate the hook in the digestive system to facilitate hook shedding. This rotation process is easier for smaller hooks as well as for hooks with short shaft and front lengths and for larger fish (McGrath et al., 2009, 2011a). Considering the eel's morphology, the range of total length (31–50 cm) of the eels used in this study and the dimensions of the large hooks (Fig. 1), it seems likely that the large hooks were too large to be rotated and shed. Bearing this in mind, one could argue that the use of smaller hooks is preferable to increase hook shedding rates of deep-hooked, line-cut eels. However, the use of small hooks/baits will most likely increase the likelihood of catching and deep hooking undersized eels as smaller hooks/baits are swallowed more easily (e.g. Alós et al., 2008b; Grixti et al., 2007). Thus, very large hooks (i.e. larger than the large hook model used in this study) may be a better choice as they could minimise deep hooking and the catch of undersized eels in the first place (Alós et al., 2008b; Grixti et al., 2007; Piovano et al., 2010). The effect of the presence or absence of barbs on hook shedding in deep-hooked fish differs between studies, as two studies by DuBois and Pleski (2007) and Robert et al. (2012) found no effect which is in line with the present study, while a study by Stein et al. (2012) showed an accelerated hook shedding process for fish caught on barbless hooks.

Even though temperature and light regime as well as water parameters followed natural fluctuations, hook shedding rates might have been biased due to the holding conditions. For example, holding as well as social stress and associated disturbed behaviour, significant handling due to frequent anaesthesia and radiology may have affected hook shedding. In addition, the absence of specific food (e.g. harder food items such as crustaceans), reduced feeding, and the lack of specific bottom structures and substrate found in the eel's natural environment may have influenced hook shedding (Tsuboi et al., 2006). The present hook shedding rates should therefore be validated under more natural conditions (e.g. via mark-recapture studies). Furthermore, only one hook model (offset baitholder style single hook) was used, as this



hook represents a hook shape which is popular among eel anglers (MSW, pers. obs.). As hook shape can influence hook shedding rates significantly (Robert et al., 2012), the present hook shedding rates may not be directly applicable to other hook models used in the recreational eel fishery or fisheries where eels are a common bycatch. However, due to local regulations (i.e. the protection of eels in Norway) the sample size was kept to a minimum and did not allow for the testing of additional factors in the present study. In this context, further studies are needed to assess the effects of different hook styles/shapes (e.g. octopus, single egg or Aberdeen style) on hook shedding in eel.

#### 4.3. Post-release fate

Post-release mortality rates after 23 weeks of holding ranged between 27% and 50% depending on the hook version (Table 1), and fall within the range of 15–67% for other line-cut deep-hooked fish monitored  $\geq 4$  weeks (reviewed in Hall et al., 2009; complemented by DeBoom et al., 2010; McGrath et al., 2011a, 2014). Many studies show that the majority of post-release mortality occurs within a few days after release for a variety of species (reviewed in Muoneke and Childress, 1994). In some cases, this also applies to deep-hooked fish with retained hooks (e.g. Aalbers et al., 2004; Broadhurst et al., 2007; McGrath et al., 2014; Schill, 1996). However, our results demonstrate that substantial delayed mortality may occur in deep-hooked, line-cut eels, e.g. caused by long-term lethal effects of internal hooking injuries or bacterial infections (Fig. 5, eel b). Other studies also found significant delayed post-release mortality in line-cut fish (e.g. DuBois and Pleski, 2007; Hall et al., 2009; Mason and Hunt, 1967) suggesting that monitoring periods need to be extended when investigating post-release survival of fish with retained hooks compared to studies dealing with shallow-hooked fish only or studies involving hook removal for deep-hooked fish.

In the present study, hook version (i.e. hook size and presence or absence of barbs) did not significantly affect mortality rates of deep-hooked eels. Robert et al. (2012) found a positive correlation between hook size and post-release mortality of deep-hooked bluegills (*Lepomis macrochirus*) but no difference between barbed and barbless hooks. Nevertheless, the monitoring time was short (10 d) and the hooks were manually embedded (Robert et al., 2012) which aggravates comparison with the present study. DuBois and Pleski (2007) neither found any difference in mortality rates between barbed and barbless hooks for deep-hooked brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Therefore, the potential positive effect of the use of barbless hooks on post-release survival of deep-hooked fish compared to barbed hooks (reviewed in Arlinghaus et al., 2007; Bartholomew and Bohnsack, 2005; Cooke and Wilde, 2007; Hühn and Arlinghaus, 2011; Muoneke and Childress, 1994) may only play a role when anglers remove or attempt to remove a hook due to shortened handling and air exposure times and less severe hooking injuries, but not when the line is cut (Aalbers et al., 2004; Robert et al., 2012).

Even though speculative, considering the relatively high proportion of surviving eels with retained hooks that showed internal injuries and inflammations after the 23 weeks holding period, it is most likely that some additional delayed mortality would have occurred later on. In addition, the ingested hooks and their decomposition products may cause sub-lethal long-term consequences negatively influencing the individual fitness of the eels such as impaired feeding ability and growth reduction, disturbance of behaviour and gonadal development, immunosuppression leading to a higher vulnerability to diseases and parasites, and pathological consequences (e.g. the observed gastritis and oesophagitis in some eels [Fig. 5, eel a]; Borucinska et al., 2002; Broadhurst et al., 2007; DuBois and Pleski, 2007; Hall et al., 2009; Margenau, 2007; McGrath et al., 2011a, 2014; Robert et al., 2012).

Particular caution should be exercised when assessing the observed mortality rates as no control group was included in this study. A control group was not included to minimise the number of eels used in this

study considering the protection of eels in Norway. As the aim was to compare mortality rates between treatments but not to estimate absolute mortality rates given the significant handling and unnatural holding conditions, omission of a control group may be justified (Pollock and Pine, 2007). Therefore, mortality rates are likely to be biased (e.g. due to intensive handling, radiographing, tagging and holding in captivity) as known from containment-based post-release mortality studies and should only be compared between hook versions (Pollock and Pine, 2007). Future studies should, therefore, investigate post-release mortality of eels and sub-lethal effects of the C&R process in their natural environment by using mark-recapture or biotelemetry studies (Donaldson et al., 2008; Pollock and Pine, 2007). These studies need to be carefully designed to best represent common eel angling practice (i.e. representing common eel angling methods and tackle) and should cover various ecosystems and parameters allowing the provision of reliable post-release mortality estimates which are urgently needed for stock assessment (ICES, 2016). In this context, it would also be important to assess if line cutting of deep-hooked eels also results in reduced post-release mortality compared to hook removal as it has been shown for several other species (e.g. Butcher et al., 2007; Fobert et al., 2009; Grixti et al., 2010; Mason and Hunt, 1967; Tsuboi et al., 2006; Warner, 1979). Sub-lethal consequences of C&R and hook retention in eel should be investigated by using physiological indicators e.g. cortisol and glucose levels from blood samples (Broadhurst et al., 2007; Cooke et al., 2013; Fobert et al., 2009; Wilson, 2013). Growth reduction due to impaired feeding caused by hook retention should be investigated under more natural conditions. In the present study, a mean weight loss of 16.7% was observed for eels that survived with retained hooks, but considering the lack of a control group and the substantial handling in this study, it remains unclear if the weight loss was due to the retained hooks or the experimental conditions.

In addition, future research should focus on what anglers can do *a priori* to minimise the catch of undersized eels or the occurrence of deep hooking as this would be the most effective strategy to reduce post-release mortality. Circle hooks may be an appropriate tool to minimise deep hooking and associated mortality but catch efficiency is species- and fishery-specific and needs to be tested to achieve angler acceptance (Cooke and Suski, 2004; Cooke et al., 2012). Furthermore, the effects of hook and bait type commonly used by eel anglers on fish size selectivity should be investigated to provide information on how terminal gear modifications and bait choice can limit deep hooking and the catch of undersized eels.

#### 4.4. Conclusion and implications

The present findings provide first information on hook shedding and post-release fate of deep-hooked eels for anglers and fisheries managers, and may help to develop best practice guidelines to reduce post-release mortality rates in the recreational eel fishery contributing to the conservation of the European eel. Furthermore, the study provides first insights on the effects of C&R for other closely related species such as the endangered American or Japanese eel (*Anguilla rostrata* and *Anguilla japonica*) and new information on hook shedding in fish in general. Considering the precarious stock status of the European eel, there is an urgent need to minimise post-release mortality in the recreational eel fishery to promote stock recovery.

In general, the present findings suggest that deep-hooked eels have only limited capabilities to shed hooks after the line has been cut. The hook shedding rates were variable and mainly influenced by the size of the hook and total fish length, suggesting that a substantial amount of recreationally released eels may not be able to shed the hook, leading to sub-lethal and lethal effects. The best way to prevent such negative effects is to minimise the catch of undersized or unwanted fish, and to minimise hooking injuries (i.e. deep hooking and bleeding) by using selective and appropriate fishing methods, terminal gear types and baits from the outset (e.g. Alós et al., 2008a, 2008b; Cerdà et al., 2010;

Grixti et al., 2007). Eel anglers may decrease the catch of undersized eels by using only very large hooks which are more difficult to ingest (Alós et al., 2008b; Grixti et al., 2007; Piovano et al., 2010). However, considering the observed adverse effect of larger hooks on hook shedding and taking into account that also small eels are capable to ingest relatively large hooks the positive effect of using larger hooks only becomes visible for hooks with a gap width  $\geq 11$  mm (MSW, unpublished data). As the proportion of fish prey in the eel's diet increases significantly with increasing fish size, the use of larger bait fish instead of invertebrates (e.g. earthworms) as bait appears to be a potential option to reduce the catch of undersized eels (reviewed in Tesch, 2003). Furthermore, eel anglers should be encouraged to fish with tight lines to facilitate bite detection and to set the hook as fast as possible after the fish has taken the bait to minimise deep hooking (Grixti et al., 2007; Schill, 1996). In addition, proper leader material should be used to mitigate line breaking and escapement of eels with retained hooks (Tesch, 2003). Finally, considering the relatively low hook shedding rates and high mortality, anglers are encouraged to adjust their angling practices to minimise bycatch of eel when eel harvest is prohibited.

## 5. Ethics statement

The experiment was carried out in accordance with the Norwegian regulation on animal experimentation (Forskrift om forsøk med dyr), and the experimental protocol was approved by the Norwegian animal research authority (Forsøksdyrutvalget; ID 6229). As eel is a protected species in Norway, a certificate of exemption to fish eel in Hillandsvatnet was provided by the Norwegian Environment Agency.

## Acknowledgements

This study has been funded by the Institute of Marine Research and the University of Bergen. The authors are grateful to the staff of the Matre Research Station for the practical and logistic support and the provision of equipment for the experiment. In particular, the authors would like to thank Per Gunnar Fjellidal for practical support. The authors are also grateful to Endre Hopland for providing advice on good fishing spots for eel. Moreover, the authors thank Annemarie Schütz for helping with graphical design. The authors also thank three anonymous reviewers for providing constructive feedback on an earlier version of this manuscript. KF has been funded by the University of Bergen and the tourist fishing project ("Kartlegging av turistfiske") through the Coastal Zone Ecosystem Program at the Institute of Marine Research, and FS by the Institute of Marine Research. MSW and HVS have been co-funded by the European Commission's Data Collection Framework (DCF). Open Access was funded by the Duurzaam Paling Fonds (Eel Stewardship Fund).

## References

- Aalbers, S.A., Stutzer, G.M., Drawbridge, M.A., 2004. The effects of catch-and-release angling on the growth and survival of juvenile white seabass captured on offset circle and J-type hooks. *N. Am. J. Fish Manag.* 24, 793–800.
- Aalto, E., Capoccioni, F., Terradez Mas, J., Schiavina, M., Leone, C., De Leo, G., Ciccotti, E., 2016. Quantifying 60 years of declining European eel (*Anguilla anguilla* L., 1758) fishery yields in Mediterranean coastal lagoons. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 101–110.
- Albert, A., Anderson, J.A., 1984. On the existence of maximum likelihood estimates in logistic regression models. *Biometrika* 71, 1–10.
- Alós, J., Cerdà, M., Deudero, S., Grau, A.M., 2008a. Influence of hook size and type on short-term mortality, hooking location and size selectivity in a Spanish recreational fishery. *J. Appl. Ichthyol.* 24, 658–663.
- Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M., Deudero, S., 2008b. Effects of hook size and barbless hooks on hooking injury, catch per unit effort, and fish size in a mixed-species recreational fishery in the western Mediterranean Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 65, 899–905.
- Anderson, D.R., Burnham, K., 2002. Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *J. Wildl. Manag.* 66, 912–918.
- Arlinghaus, R., Cooke, S.J., Lyman, J., Policansky, D., Schwab, A., Suski, C., Sutton, S.G., Thorstad, E.B., 2007. Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspectives. *Rev. Fish. Sci.* 15, 75–167.
- Bartholomew, A., Bohnsack, J.A., 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Rev. Fish Biol. Fish.* 15, 129–154.
- Bernotas, P., Vetemaa, M., Saks, L., Eschbaum, R., Verliin, A., Järvalt, A., 2016. Dynamics of European eel landings and stocks in the coastal waters of Estonia. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 84–90.
- Bevacqua, D., Melia, P., Gatto, M., De Leo, G.A., 2015. A global viability assessment of the European eel. *Glob. Chang. Biol.* 21, 3323–3335.
- Borucinska, J., Kohler, N., Natanson, L., Skomal, G., 2002. Pathology associated with retained fishing hooks in blue sharks, *Prionace glauca* (L.), with implications for their conservation. *J. Fish Dis.* 25, 515–521.
- Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Brand, C.P., Porter, M., 2007. Ingestion and ejection of hooks: effects on long-term health and mortality of angler-caught yellowfin bream *Acanthopagrus australis*. *Dis. Aquat. Org.* 74, 27–36.
- Bugley, K., Shepherd, G., 1991. Management briefs: effect of catch-and-release angling on the survival of black sea bass. *N. Am. J. Fish Manag.* 11, 468–471.
- Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., Reynolds, D., Reid, D.D., Gray, C.A., 2007. Release method and anatomical hook location: effects on short-term mortality of angler-caught *Acanthopagrus australis* and *Argyrosomus japonicus*. *Dis. Aquat. Org.* 74, 17–26.
- CEC, 2007. Council regulation (EC) No. 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. *Off. J. Eur. Union* 248, 17–23.
- Cerdà, M., Alós, J., Palmer, M., Grau, A.M., Riera, F., 2010. Managing recreational fisheries through gear restrictions: The case of limiting hook size in the recreational fishery from the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Fish. Res.* 101, 146–155.
- CITES, 2014. Convention on international trade in endangered species of wild fauna and flora, Appendices I, II and III. Available at: [www.cites.org](http://www.cites.org) (last accessed 13.01.2016).
- Cooke, S.J., Schramm, H.L., 2007. Catch-and-release science and its application to conservation and management of recreational fisheries. *Fish. Manag. Ecol.* 14, 73–79.
- Cooke, S.J., Suski, C.D., 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquat. Conserv.* 14, 299–326.
- Cooke, S.J., Wilde, G.R., 2007. The Fate of Fish Released by Recreational Anglers. In: Kennelly, S.J. (Ed.), *By-Catch Reduction in the World's Fisheries*. Springer, The Netherlands, pp. 181–234.
- Cooke, S.J., Nguyen, V.M., Murchie, K.J., Danylchuk, A.J., Suski, C.D., 2012. Scientific and stakeholder perspectives on the use of circle hooks in recreational fisheries. *Bull. Mar. Sci.* 88, 395–410.
- Cooke, S.J., Donaldson, M.R., O'Connor, C.M., Raby, G.D., Arlinghaus, R., Danylchuk, A.J., Hanson, K.C., Hinch, S.G., Clark, T.D., Patterson, D.A., Suski, C.D., 2013. The physiological consequences of catch-and-release angling: perspectives on experimental design, interpretation, extrapolation and relevance to stakeholders. *Fish. Manag. Ecol.* 20, 268–287.
- DeBoom, C.S., VanLandeghem, M.M., Wahl, D.H., Siepker, M.J., 2010. Effects of four hook removal techniques on feeding, growth, and survival of deeply hooked largemouth bass. *N. Am. J. Fish Manag.* 30, 956–963.
- Dekker, W., 2003. Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fish. Manag. Ecol.* 10, 365–376.
- Dekker, W., 2008. Coming to grips with the eel stock slip-sliding away. In: Schechter, M.G., Leonard, N.J. (Eds.), *International Governance of Fisheries Ecosystems: Learning From the Past, Finding Solutions for the Future*. American Fishery Society, Bethesda, Maryland, U.S., pp. 335–355.
- Dekker, W., Beaulaton, L., 2016. Climbing back up what slippery slope? Dynamics of the European eel stock and its management in historical perspective. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 5–13.
- Diggles, B.K., Ernst, I., 1997. Hooking mortality of two species of shallow-water reef fish caught by recreational angling methods. *Mar. Freshw. Res.* 48, 479–483.
- Donaldson, M.R., Arlinghaus, R., Hanson, K.C., Cooke, S.J., 2008. Enhancing catch-and-release science with biotelemetry. *Fish. Res.* 9, 79–105.
- Dorow, M., Arlinghaus, R., 2011. A Telephone-Diary-Mail Approach to Survey Recreational Fisheries on Large Geographic Scales, With a Note on Annual Landings Estimates by Anglers in Northern Germany. In: Beard, T.D., Arlinghaus, R., Sutton, S.G. (Eds.), *The Angler in the Environment: Social, Economic, Biological and Ethical Dimensions*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, U.S., pp. 319–344.
- Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Arlinghaus, R., 2009. Using a novel survey technique to predict fisheries stakeholders' support for European eel (*Anguilla anguilla* L.) conservation programs. *Biol. Conserv.* 142, 2973–2982.
- DuBois, R.B., Pleski, J.M., 2007. Hook shedding and mortality of deeply hooked brook trout caught with bait on barbed and barbless hooks. *N. Am. J. Fish Manag.* 27, 1203–1207.
- FAO, ICES, 2007. Report of the 2007 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. F.C. ICES CM 2007/ACFM: 23. Rome, Italy (138 pp.).
- Ferter, K., Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., Vølstad, J.H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., Dorow, M., de Graaf, M., van der Hammen, T., Hyder, K., Levrel, H., Paulrud, A., Radtke, K., Rocklin, D., Sparrevohn, C.R., Veiga, P., 2013. Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management. *ICES J. Mar. Sci.* 70, 1319–1329.
- Feunteun, E., 2002. Management and restoration of European eel population (*Anguilla anguilla*): An impossible bargain. *Ecol. Eng.* 18, 575–591.
- Firth, D., 1993. Bias reduction of maximum likelihood estimates. *Biometrika* 80, 27–38.
- Forbert, E., Meining, P., Colotelo, A., O'Connor, C., Cooke, S.J., 2009. Cut the line or remove the hook? An evaluation of sublethal and lethal endpoints for deeply hooked bluegill. *Fish. Res.* 99, 38–46.
- Grixti, D., Conron, S.D., Jones, P.L., 2007. The effect of hook/bait size and angling technique on the hooking location and the catch of recreationally caught black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Fish. Res.* 84, 338–344.
- Grixti, D., Conron, S.D., Morison, A., 2010. Post-release survival of recreationally caught snapper, *Pagrus auratus*, in Port Phillip Bay, south-eastern Australia. *Fish. Manag. Ecol.* 17, 1–9.

- Hall, K.C., Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Rowland, S.J., 2009. Effects of angling on post-release mortality, gonadal development and somatic condition of Australian bass *Macquaria novemaculeata*. *J. Fish Biol.* 75, 2737–2755.
- Heinze, G., 2006. A comparative investigation of methods for logistic regression with separated or nearly separated data. *Stat. Med.* 25, 4216–4226.
- Heinze, G., Schemper, M., 2002. A solution to the problem of separation in logistic regression. *Stat. Med.* 21, 2409–2419.
- Helfman, G.S., Collett, B.B., Facey, D.E., Bowen, B., 2009. *The Diversity of Fishes: Biology, Evolution, and Ecology*. second ed. Wiley-Blackwell, Oxford, UK (736 pp.).
- Hühn, D., Arlinghaus, R., 2011. Determinants of Hooking Mortality in Freshwater Recreational Fisheries: a Quantitative Meta-analysis. In: Beard, T.D., Arlinghaus, R., Sutton, S.G. (Eds.), *The Angler in the Environment: Social, Economic, Biological and Ethical Dimensions*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, U.S., pp. 141–170.
- Hulbert, P.J., Engstrom-Heg, R., 1980. Hooking mortality of worm-caught hatchery brown trout. *N.Y. Fish Game J.* 27, 1–9.
- ICES, 2016. Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEEEL), Antalya, Turkey (130 pp.).
- Jacoby, D., Gollock, M., 2014. *Anguilla anguilla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014. Available at: [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org) (last accessed 13.01.2016).
- Knights, B., 1987. Agonistic behaviour and growth in the European eel, *Anguilla anguilla* L., in relation to warm-water aquaculture. *J. Fish Biol.* 31, 265–276.
- Margenau, T.L., 2007. Effects of angling with a single-hook and live bait on muskellunge survival. *Environ. Biol. Fish* 79, 155–162.
- Mason, J.W., Hunt, R.L., 1967. Mortality rates of deeply hooked rainbow trout. *Prog. Fish Cult.* 29, 87–91.
- McGrath, S.P., Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., 2009. Effects of salinity and anatomical hook location on the mortality and physiological response of angled-and-released sand whiting *Sillago ciliata*. *J. Fish Biol.* 74, 220–234.
- McGrath, S.P., Broadhurst, M.K., Butcher, P.A., Cairns, S.C., 2011a. Fate of three Australian teleosts after ingesting conventional and modified stainless- and carbon-steel hooks. *ICES J. Mar. Sci.* 68, 2114–2122.
- McGrath, S.P., Butcher, P.A., Broadhurst, M.K., Cairns, S.C., 2011b. Reviewing hook degradation to promote ejection after ingestion by marine fish. *Mar. Freshw. Res.* 62, 1237–1247.
- McGrath, S.P., Reichelt-Brushett, A.J., Butcher, P.A., Cairns, S.C., 2014. Absorption of metals in mullet (*Argyrosomus japonicus*) after ingesting nickel-plated carbon-steel hooks. *Mar. Environ. Res.* 99, 188–197.
- Moriarty, C., Dekker, W. (Eds.), 1997. *Management of the European eel*. Marine Institute, Dublin, Ireland, *IrFish. Bull.* 15, 1–110.
- Muoneke, M.I., Childress, W.M., 1994. Hooking mortality: a review for recreational fisheries. *Rev. Fish. Sci.* 2, 123–156.
- Pawson, M.G., Tingley, D., Padda, G., Glenn, H., 2007. EU Contract FISH/2004/011 on Sport Fisheries (or Marine Recreational Fisheries) in the EU. Report C2362. Cefas, Lowestoft, U.K. (242 pp.).
- Peters, G., Delventhal, H., Klinger, H., 1980. Physiological and morphological effects of social stress in the eel (*Anguilla anguilla*, L.). *Arch. Fisch. Wiss.* 30, 157–180.
- Piovano, S., Clò, S., Giacoma, C., 2010. Reducing longline bycatch: the larger the hook, the fewer the stingrays. *Biol. Conserv.* 143, 261–264.
- Pollock, K.H., Pine, W.E., 2007. The design and analysis of field studies to estimate catch-and-release mortality. *Fish. Manag. Ecol.* 14, 123–130.
- R Core Team, 2015. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria Available at: [www.r-project.org](http://www.r-project.org) (last accessed 13.01.2016).
- Ringuet, S., Muto, F., Raymakers, C., 2002. Eels: their harvest and trade in Europe and Asia. *TRAFFIC Bull.* 19, 2–27.
- Robert, J.J., Larocque, S.M., Cooke, S.J., 2012. Influence of hook size and style on short-term survival of deeply hooked bluegills. *N. Am. J. Fish Manag.* 32, 869–874.
- Schill, D.J., 1996. Hooking mortality of bait-caught rainbow trout in an Idaho trout stream and a hatchery: implications for special-regulation management. *N. Am. J. Fish Manag.* 16, 348–356.
- Schisler, G.J., Bergersen, E.P., 1996. Postrelease hooking mortality of rainbow trout caught on scented artificial baits. *N. Am. J. Fish Manag.* 16, 570–578.
- Seymour, A., 1984. Eels: high stocking rates and moving water solve the grading problem. *Fish Farm* 7, 12–14.
- Stein, J.A., Shultz, A.D., Cooke, S.J., Danylchuk, A.J., Hayward, K., Suski, C.D., 2012. The influence of hook size, type, and location on hook retention and survival of angled bonefish (*Albula vulpes*). *Fish. Res.* 113, 147–152.
- Tesch, F.-W., 2003. *The eel*. third ed. Blackwell Science Ltd, Oxford, U.K. (408 pp.).
- Tsuboi, J., Morita, K., Ikeda, H., 2006. Fate of deep-hooked white-spotted charr after cutting the line in a catch-and-release fishery. *Fish. Res.* 79, 226–230.
- van der Hammen, T., de Graaf, M., Lyle, J.M., 2015. Estimating catches of marine and freshwater recreational fisheries in the Netherlands using an online panel survey. *ICES J. Mar. Sci.* 73, 441–450.
- Warner, K., 1979. Mortality of landlocked Atlantic salmon hooked on four types of fishing gear at the hatchery. *Prog. Fish Cult.* 41, 99–102.
- Wilson, J.M., 2013. Stress Physiology. In: Trischitta, F., Takei, Y., Sebert, P. (Eds.), *Eel Physiology*. CRC Press, Boca Raton, FL, U.S., pp. 318–358.

## 6 Eigenständigkeitserklärung der Kapitel 2-5

**Kapitel 2:** Ferter, K., **Weltersbach, M.S.**, Strehlow, H.V., Vølstad, J.H., Alós, J., Arlinghaus, R., Armstrong, M., Dorow, M., de Graaf, M., van der Hammen, T., Hyder, K., Levrel, H., Paulrud, A., Radtke, K., Rocklin, D., Sparrevohn, C.R., Veiga, P., 2013. **Unexpectedly high catch-and-release rates in European marine recreational fisheries: implications for science and management.** ICES Journal of Marine Science, 70: 1319–1329.

Ferter, K.: Idee für die Studie und Entwicklung des Studiendesigns, Workshoporganisation und Koordination, Datensammlung und -verarbeitung, analytisches Design und Auswertungen, Verfassen des Manuskripts, Überarbeitung des Manuskripts.

**Weltersbach, M.S.:** Idee für die Studie und Entwicklung des Studiendesigns, Workshoporganisation, Datensammlung und analytisches Design, signifikanter Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Verfassen der Einleitung und der Länderbeschreibung Deutschland I), Überarbeitung des Manuskripts.

Strehlow, H.V.: Entwicklung des Studiendesigns und des analytischen Designs, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Deutschland I), Überarbeitung des Manuskripts.

Vølstad, J.H.: Entwicklung des Studiendesigns und des analytischen Designs, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Norwegen), Überarbeitung des Manuskripts.

Alós, J.: Bereitstellung von nationalen Daten, Überarbeitung des Manuskripts.

Arlinghaus, R.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Deutschland II), Überarbeitung des Manuskripts.

Armstrong, M.: Bereitstellung von nationalen Daten, Überarbeitung des Manuskripts.

Dorow, M.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Deutschland II), Überarbeitung des Manuskripts.

de Graaf, M.: Bereitstellung von nationalen Daten, Überarbeitung des Manuskripts.

van der Hammen, T.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Niederlande), Überarbeitung des Manuskripts.

Hyder, K.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung England), Überarbeitung des Manuskripts.

Levrel, H.: Bereitstellung von nationalen Daten, Überarbeitung des Manuskripts.

Paulrud, A.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Schweden), Überarbeitung des Manuskripts.

Radtke, K.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Polen), Überarbeitung des Manuskripts.

Rocklin, D.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Frankreich), Überarbeitung des Manuskripts.

Sparrevohn, C.R.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Dänemark), Überarbeitung des Manuskripts.

Veiga, P.: Bereitstellung von nationalen Daten, geringfügiger Beitrag zum Verfassen des Manuskripts (Länderbeschreibung Portugal), Überarbeitung des Manuskripts.

**Kapitel 3:** Lewin, W.-C., Strehlow, H.V., Ferter, K., Hyder, K., Niemax, J., Herrmann, J.-P., Weltersbach, M.S., 2018. **Estimating post-release mortality of European sea bass based on experimental angling.** ICES Journal of Marine Science, 75: 1483–1495.

Lewin, W.-C.: Datenverarbeitung und analytisches Design, statistische Auswertungen, Verfassen des Manuskripts, Überarbeitung des Manuskripts.

Strehlow, H.V.: Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, analytisches Design, Überarbeitung des Manuskripts.

Ferter, K.: Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, analytisches Design, Überarbeitung des Manuskripts.

Hyder, K.: Bereitstellung von nationalen Daten, Überarbeitung des Manuskripts.

Niemax, J.: Versuchsdurchführung und Datenerhebung, Überarbeitung des Manuskripts.

Herrmann, J.-P.: Versuchsdurchführung und Datenerhebung, stellvertretende Tierversuchsleitung, Überarbeitung des Manuskripts.

**Weltersbach, M.S.:** Idee für die Studie und Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, Tierversuchsleitung, Datenverarbeitung und analytisches Design, signifikanter Anteil zum Verfassen des Manuskripts (Verfassen der Zusammenfassung, der Einleitung und des Material- & Methodenteils ohne den Bereich Datenanalyse), Überarbeitung des Manuskripts.

**Kapitel 4: Weltersbach, M.S., Strehlow, H.V., Ferter, K., Klefoth, T., de Graaf, M., Dorow, M., 2018. Estimating and mitigating post-release mortality of European eel by combining citizen science with a catch-and-release angling experiment. Fisheries Research, 201: 98–108.**

**Weltersbach, M.S.:** Idee für die Studie und Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, stellvertretende Tierversuchsleitung, Planung und Durchführung der Citizen Science Studie, Datenverarbeitung und analytisches Design, statistische Auswertungen, Verfassen des Manuskripts, Überarbeitung des Manuskripts.

Strehlow, H.V.: Idee für die Studie und Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, Überarbeitung des Manuskripts.

Ferter, K.: Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, Überarbeitung des Manuskripts.

Klefoth, T.: Entwicklung des experimentellen Designs, Planung und Durchführung der Citizen Science Studie, Überarbeitung des Manuskripts.

de Graaf, M.: Idee für die Studie, Überarbeitung des Manuskripts.

Dorow, M.: Idee für die Studie und Entwicklung des experimentellen Designs, Tierversuchsleitung, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, Überarbeitung des Manuskripts.

**Kapitel 5: Weltersbach, M.S., Ferter, K., Sambraus, F., Strehlow, H.V., 2016. Hook shedding and post-release fate of deep-hooked European eel. Biological Conservation, 199: 16–24.**

**Weltersbach, M.S.:** Idee für die Studie und Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, Datenverarbeitung und analytisches Design, statistische Auswertungen, Verfassen des Manuskripts, Überarbeitung des Manuskripts.

Ferter, K.: Idee für die Studie und Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, analytisches Design, Tierversuchsleitung, Überarbeitung des Manuskripts.

Sambraus, F.: Entwicklung des experimentellen Designs, Versuchsdurchführung und Datenerhebung, Überarbeitung des Manuskripts.

Strehlow, H.V.: Entwicklung des experimentellen Designs, Überarbeitung des Manuskripts.

---

Ort, Datum

---

Unterschrift Promovend\_in

---

Unterschrift Betreuer\_in



## 7 Selbstständigkeitserklärung

Ich versichere hiermit an Eides statt durch meine Unterschrift, dass die vorliegende Dissertation von mir selbstständig angefertigt und ohne fremde Hilfe verfasst wurde. Ferner erkläre ich, dass keine außer den von mir angegebenen Hilfsmitteln und Quellen – insbesondere keine im Literaturverzeichnis nicht benannten Internet-Quellen – verwendet wurden und dass keine Textabschnitte eines Dritten ohne entsprechende Kennzeichnung übernommen wurden. Die Gelegenheit zum vorliegenden Promotionsvorhaben ist mir nicht kommerziell vermittelt worden. Insbesondere habe ich keine Organisation eingeschaltet, die gegen Entgelt Betreuerinnen/Betreuer für die Anfertigung von Dissertationen sucht oder die mir obliegenden Pflichten hinsichtlich der Prüfungsleistungen für mich ganz oder teilweise erledigt. Weiterhin wurde die vorliegende Dissertationsschrift von mir vorher nicht in einem anderen Promotionsverfahren eingereicht.

---

Ort, Datum

---

Unterschrift



## 8 Danksagungen

Zunächst möchte ich mich ganz herzlich bei meinen beiden Betreuern Prof. Dr. Joachim Gröger vom Thünen-Institut für Seefischerei sowie dem GEOMAR Helmholtz-Zentrum für Ozeanforschung Kiel und Dr. Harry Strehlow vom Thünen-Institut für Ostseefischerei bedanken. Vielen Dank für die Bereitschaft, diese Arbeit zu unterstützen, und für die großartige, persönliche, aber vor allem ausdauernde und geduldige Betreuung. Bedanken möchte ich mich auch bei Herrn Prof. Dr. Richter vom Institut für Biowissenschaften der Universität Rostock für die Bereitschaft diese Arbeit zu begutachten.

Weiterhin bedanke ich mich bei allen Ko-Autorinnen und -Autoren, der dieser Dissertation zugrunde liegenden Publikationen, für die gute Zusammenarbeit.

Ganz herzlich möchte ich mich auch bei meinen Kolleginnen und Kollegen des Thünen-Instituts für Ostseefischerei für die Unterstützung und die schöne Arbeitsatmosphäre bedanken. Ein besonderer Dank geht dabei an Andreas Gebel und Tom Jankiewicz für ihr Engagement und die Unterstützung bei der Durchführung der Experimente, auch unter widrigen Wetterbedingungen, nachts und am Wochenende. Außerdem möchte ich Annemarie Schütz Danke sagen für Ihre Hilfe bei der Verschönerung der einen oder anderen Abbildung.

Ohne die Mithilfe einer Vielzahl weiterer Personen wäre die Durchführung der Feld- und Laborstudien nicht möglich gewesen. Bedanken möchte ich mich deswegen bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Instituts für Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft der Universität Hamburg, des „Institute of Marine Research“ in Norwegen, der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei MV, der Fischerei Wesenberg und der Forellenzucht Dobbin. Keno Ferter und Florian Sambraus sowie dem „Institute of Marine Research“ möchte ich zusätzlich ganz herzlich für die Gastfreundschaft und die unvergesslichen Forschungsaufenthalte in Norwegen danken.

Dem Anglerverband Niedersachsen e.V. und allen Teilnehmenden der „Citizen Science“-Studie danke ich für die Unterstützung, ohne die solch eine Studie nicht durchführbar gewesen wäre.

Den Mitgliedern der „ICES Working Group on Recreational Fisheries Surveys“ danke ich für die inspirierenden Meetings, den regen fachlichen Austausch und die Unterstützung in der Datensammlung. Insbesondere möchte ich mich bei Martin de Graaf, Tessa van der

Hammen, Thomas Verleye, Frankwin van Winsen und Manuel Bellanger für die Bereitstellungen von länderspezifischen Informationen für die Wolfsbarschstudie bedanken.

Dem Internationalen Rat für Meeresforschung (ICES) und dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) danke ich für die Förderung von Kongressreisen im Rahmen meiner Promotion.

Meiner Familie und allen Freunden möchte ich für ihre liebevolle Unterstützung, die konstruktive Kritik, für ihr (Un-)Verständnis, die Geduld und ihre Motivationsgabe bis zur Fertigstellung dieser Arbeit herzlichen Dank sagen.

Zuletzt danke ich von ganzem Herzen Dir - Lucia - für Deine unendliche Liebe, Dein Verständnis und die unglaubliche Unterstützung auch in schwierigen Zeiten und in der Endphase meiner Promotion.

Dieses Dissertationsvorhaben wurde durch das Fischereidatenerhebungsprogramm der Europäischen Union (DCF) kofinanziert. Eine genaue Benennung weiterer Fördermittel und der Finanzierung der Ko-Autoren findet sich in den „Acknowledgments“ der einzelnen Publikationen (Kapitel 2-5).

## 9 Lebenslauf